



Polska Akademia Nauk • Instytut Badań Systemowych

Michał Inkielman

**SYMULACYJNE METODY
ANALIZY STEROWANYCH
WIELOZBIORNIKOWYCH
SYSTEMÓW WODNYCH**



SYMULACYJNE METODY ANALIZY STEROWANYCH
WIELOZBIORNIKOWYCH SYSTEMÓW WODNYCH

Polska Akademia Nauk • Instytut Badań Systemowych

Seria: BADANIA SYSTEMOWE
tom 19

Redaktor naukowy:

Prof. dr hab. Jakub Gutenbaum

Warszawa 1995

Michał Inkielman

**SYMULACYJNE METODY
ANALIZY STEROWANYCH
WIELOZBIORNIKOWYCH
SYSTEMÓW WODNYCH**

Publikację opiniowali do druku:

Prof. dr hab. Zdzisław Kaczmarek
Prof. dr hab. Krzysztof Malinowski

Wydano z wykorzystaniem dotacji
KOMITETU BADAŃ NAUKOWYCH

Copyright © by Instytut Badań Systemowych PAN
Warszawa 1995

ISBN 83-85847-31-6
ISSN 0208-8029

WPROWADZENIE

Praca niniejsza stanowi opracowanie syntetyczne badań nad zastosowaniem metod obliczeniowych i symulacyjnych do rozwiązywania zadań sterowania zasobami wodnymi w skali regionalnej w horyzoncie rocznym i wieloletnim. Celem pracy jest przedstawienie metodologii modelowania systemowego w zastosowaniu do specyficznego kręgu zagadnień sterowania: sterowania systemem wodnym, który jest systemem hydrologicznym, ekonomicznym, technicznym i ekologicznym równocześnie. Wyniki zaadresowane są z jednej strony do specjalistów z dziedziny gospodarki wodnej, przedstawiając komputerowe narzędzie wspomagania decyzji - a z drugiej do twórców softwaru, analizując realne wymagania obiektu, jakim jest system wodny. W pracy omówiono system wodny jako obiekt sterowania oraz cele, narzędzia i sposoby oceny efektywności sterowania. Szczególną uwagę poświęcono analizie metod sterowania opartych na koncepcji tzw. reguł decyzyjnych i zagregowanych modeli optymalizacyjnych oraz ich weryfikacji na drodze symulacji. Rozważane są problemy skuteczności reguł sterowania ocenianych z punktu widzenia różnorodnych kryteriów, w tym także z punktu widzenia wpływu sterowania ilościowego zasobami na parametry jakości wody.

Omówiono zastosowania skojarzonej metody badania: sterowanie-optymalizacja-symulacja, a w szczególności: wykorzystanie reguł decyzyjnych do budowy zagregowanych modeli systemu wodnego w fazie projektowej (np. do wymiarowania zbiorników), wykorzystanie reguł decyzyjnych jako podstawy sterowania bieżącego, wykorzystanie reguł decyzyjnych do prognozowania przepływów przy obliczaniu parametrów jakości wody.

Omówiono także zagadnienia praktyczne związane z budową pakietu komputerowego realizującego zadania konstruowania modeli symulacyjnych, generowania scenariuszy symulacji i analizy wyników. Przy konstrukcji modeli symulacyjnych wykorzystano obiektowo zorientowaną strukturę programu komputerowego i topologię sieci systemu wodnego. Podejście to pozwala formułować modele różnych elementów systemu na dowolnym poziomie szczegółowości, rozwijać je lub agregować, w zależności od potrzeb i dostępności danych, bez potrzeby zmian w programie wykraczających poza lokalny opis tych elementów (obiektów).

W opracowaniu wykorzystano wyniki badań prowadzonych w IBS PAN od 1976 roku w ramach programu PR-7, wspólnych badań z IIASA (Projekt Górnej Noteci), programu CPBP 03.09 (z wykorzystaniem danych dotyczących regionu Górnej Wisły), własnych badań autora między innymi w Instytucie Informatyki Uniwersytetu w Annabie (Algieria) w latach 1981 - 1986 związanych z modelowaniem systemu wodnego przemysłowo-rolniczego regionu Annaby oraz prac autora związanych z budową i wykorzystaniem pakietu symulacyjnego w temacie IBS PAN "Modelowanie i optymalizacja dla potrzeb sterowania ilością i jakością wody".

1. WSTĘP

Naturalne sieci wód powierzchniowych złożone z rzek i jezior, uzupełnione przez urządzenia techniczne do przesyłania i magazynowania wody, ujęcia wody podziemnej i użytkownicy wody tworzą złożone systemy wodno-gospodarcze. Systemy takie spełniają ważne funkcje w życiu ekonomicznym i społecznym każdego kraju. Dla Polski sprawa efektywnego działania systemów wodno-gospodarczych jest szczególnie istotna ze względu na okresowy ostry deficyt wody oraz dużą nierównomierność opadów jako głównego źródła zasobów wodnych, przy stosunkowo niskim stopniu zagospodarowania zasobów zarówno przez duże zbiorniki jak przez tzw "małą retencję".

W ostatnich latach zmiany gospodarcze w Polsce sprzyjają bardziej racjonalnemu spojrzeniu na gospodarkę wodną. Dał temu wyraz Komitet Gospodarki Wodnej PAN opracowując w porozumieniu z Ministerstwem Ochrony Środowiska w 1993 roku założenia "Polityki gospodarowania zasobami wodnymi w Polsce". U podstaw tego spojrzenia są następujące elementy: traktowanie wody jako towaru o określonej wartości ekonomicznej, powiązanie problemu sterowania zasobami wodnymi z regionalnymi ekosystemami i jednostkami hydrograficznymi, połączenie procesów decyzyjnych z odpowiedzialnością za ich skutki w postaci zmian zasobów wodnych i jakości wody w celu minimalizacji tych zmian oraz ciągły monitoring skutków gospodarowania.

Wpływ działalności gospodarczej i bytowej, prowadzonej na określonym obszarze, na zasoby wodne, wyraża się w kilku zasadniczych parametrach:

- zużycie zasobów powierzchniowych zgromadzonych w zbiornikach,
- zużycie wód powierzchniowych przez ograniczenie spływu naturalnego
- zmiana równowagi w bilansie płytkich wód gruntowych, głównie w wyniku działalności budownictwa i kanalizacji (znaczny udział miały tu melioracje)
- eksploatacja zasobów wód podziemnych,
- zrzut zanieczyszczeń (ścieków) do zbiorników i rzek
- zanieczyszczenie gleby i wód podziemnych
- neutralizacja zanieczyszczeń w wodach powierzchniowych

Łączny efekt wszystkich tych składników oddziaływania na zasoby wodne jest zależny nie tylko od wielkości każdego z nich, ale także od synergicznego działania ich kombinacji w połączeniu z indywidualnymi warunkami hydrologicznymi i hydrotechnicznymi.

W związku z tym, ocena obciążenia, jakie stanowi działalność gospodarcza w dziedzinie zasobów wodnych, nie może być oparta jedynie na pomiarze

każdego z tych parametrów, lecz musi uwzględniać rzeczywiste skutki jakie ma ona dla środowiska hydrologicznego danego obszaru i obszarów przyległych.

Badanie niewątpliwie szkodliwych skutków działalności, która z drugiej strony jest niezbędna (potrzeby bytowe mieszkańców) lub pożądana ze względów ekonomicznych, wprowadza elementy oceny wielokryterialnej. Miara skutków działalności fabryki, określona masą zanieczyszczeń wprowadzonych do rzeki lub ilością zużytej wody jest dopiero wtedy użyteczna, jeśli przeciwstawiając jej finansowy zysk gospodarza zasobów wodnych z tytułu opłat lub podatku potrafimy powiedzieć, czy wynik ogólny jest korzystny, czy nie. W większości przypadków odpowiedź nie jest jednoznaczna.

W tego typu sytuacjach wydaje się celowe wprowadzenie wskaźników relatywnych. Relatywizm ten powinien opierać się zarówno na porównaniu skutków działalności użytkownika wody z analogicznymi skutkami podobnej działalności na innych obszarach, jak i porównaniu różnych okresów danej działalności. Warunkiem koniecznym do takiej oceny jest zarówno opracowanie systemu normatywów jak pełna ewidencja stanu zasobów i ich zużycia w ciągu szeregu lat (statystyki deficytów, przekroczeń rozmaitych ograniczeń ilościowych i jakościowych).

W przypadku najczęściej spotykanym system wodny służy zaspokojeniu potrzeb wielu użytkowników, często o przeciwstawnych celach i wobec ograniczenia zasobów pozostających w stałym konflikcie. Stąd powstaje konieczność wyodrębnienia układu sterowania (dyspozytora wody), którego zadaniem jest minimalizowanie skutków użytkowania wody przy równoczesnym zaspokojeniu potrzeb użytkowników.

Efektywność wykorzystania zasobów wodnych w istniejących urządzeniach zależy od decyzji dotyczących zarówno gromadzenia wody w zbiornikach, jak i jej rozdziału między użytkowników. Należy przy tym podkreślić, że nawet jeśli decyzje takie dotyczą pojedynczych zbiorników, czy użytkowników, to ze względu na powiązania systemowe, oddziałują one nie tylko lokalnie, lecz wpływają na stan całego systemu. Wobec tego powinny być podejmowane z uwzględnieniem tego wpływu - w ramach określonego zadania globalnego.

Z szerokiego zakresu zagadnień związanych z gospodarką wodną, obejmującego zarówno aspekty ilościowe, jak i jakościowe, w tej pracy ograniczymy się do spraw dotyczących rozdziału zasobów wodnych w sieciach jedno i wielozbiornikowych w horyzoncie czasu obejmującym procesy sezonowe. Nawet przy takim zawężeniu tematyki mamy do czynienia z zagadnieniem złożonym i trudnym, co wynika z następujących cech systemu:

- system jest wielocelowy: przy podejmowaniu decyzji należy uwzględniać zarówno interesy bezpośrednich użytkowników wody t.j. gospodarki komunalnej, przemysłu, rolnictwa, jak i mieć na uwadze ryzyko powodzi,

względy ekologiczne i turystyczno-rekreacyjne, a także potrzeby transportu wodnego;

- decydujący wpływ na zachowanie się systemu mają czynniki losowe; dotyczy to zarówno opadów, stanowiących podstawowe źródło uzupełniania zasobów wodnych, jak i niektórych użytkowników, np rolnictwa;
- system jest wielowymiarowy ze względu na liczbę sterowanych zbiorników, ujęć wody dla różnorodnych użytkowników, rozproszenie terytorialne;
- system jest dynamiczny ze względu na zmienność w czasie zasobów i potrzeb wodnych oraz możliwość gromadzenia wody (retencję) w zbiornikach i glebie;
- próby formułowania dostatecznie ścisłych opisów matematycznych modeli systemu prowadzą do zależności nieliniowych ze względu na nieliniowość zjawisk spływu powierzchniowego, przepływu w rzekach, zależności poziomu zbiornika i objętości wody, transformacji zanieczyszczeń a także nieliniowe zależności efektów użytkowania wody od ilości dostarczanej.

Aby sterować siecią wodną uwzględniając różnorodne cele, często przeciwstawne, należy podejmować decyzje różnych rodzajów, mimo, że sterowanie odbywa się z reguły tylko przez oddziaływanie na określone przepływy. Decyzje te, przy uwzględnieniu horyzontu ich przyszłych efektów oraz przedziału czasu zbierania informacji, można podzielić ogólnie na trzy klasy: decyzje długoterminowe (inwestycje), średnioterminowe (zarządzanie) i krótkoterminowe (sterowanie operacyjne).

Decyzje pierwszego typu w znacznym stopniu są zależne od kontekstu gospodarczego sieci wodnej i rzadko mogą być podejmowane wyłącznie na podstawie charakterystyk systemu wodnego. Tym niemniej sposoby zarządzania i sterowania operacyjnego wpływają istotnie na efektywność decyzji inwestycyjnych. Stąd wynika potrzeba takiego formułowania procesów decyzyjnych średnio- i krótkoterminowych, które umożliwiło by aprioryczną ocenę właściwości systemu wodnego łącznie z systemem zarządzania i sterowania już na etapie podejmowania decyzji inwestycyjnych.

Podobna sytuacja powstaje również wówczas, gdy chcemy uwzględnić wpływ mechanizmu sterowania operacyjnego na efektywność zarządzania. W niniejszej pracy, jeśli mówimy o modelach sterowania operacyjnego, to z reguły mamy na myśli te jego cechy, które są istotne przy podejmowaniu decyzji średniookresowych.

Nawet dla prostej struktury sieci wodnej i niewielkiej liczby użytkowników zadanie o wspomnianych cechach nie daje się ściśle rozwiązać znanymi metodami. Toteż wszystkie dotychczasowe próby rozwiązań poprzedzane są uproszczeniami, bądź istotnie ograniczającymi założeniami. Najbardziej naturalne wydają się w tej sytuacji takie uproszczenia, które przyjmowano również w tradycyjnej praktyce sterowania zbiornikami i poborami użytkowników: dotychczas sterowanie zbiornikami było zwykle oparte

o wykresy lub tabele przedstawiające w sposób graficzny lub numeryczny pewne "reguły decyzyjne" realizowane w określonych przedziałach czasu lub w chwilach wystąpienia określonych zdarzeń. Przy analitycznych próbach określenia optymalnego rozrządu wody w złożonym systemie, reguły te można zapisać także analitycznie. Zadanie optymalizacji rozrządu wody można wtedy ograniczyć do wyznaczenia optymalnych wartości parametrów przyjętych reguł decyzyjnych. Ze względów obliczeniowych zadanie powyższe jest formułowane jako dyskretne w czasie, ale i w praktyce sterowanie zaporą wodną stanowi realizację planu uaktualnianego okresowo. Liczne reguły decyzyjne proponowane w publikacjach przez ostatnie 20 lat różnią się zarówno zakresem informacji wejściowej, sposobem jej wykorzystania, jak też liczbą parametrów dobieranych z uwagi na cele sterowania.

Teoria sterowania, dla pewnych klas obiektów i celów sterowania, dysponuje metodami, które umożliwiają syntezę reguł w formie algorytmu sterowania (regulatora). Algorytm taki jest najczęściej deterministyczny w tym sensie, że przy określonym stanie obiektu i ewentualnie mierzonych zakłóceniach zewnętrznych reakcja regulatora jest jednoznaczna, uwalniając człowieka od podejmowania decyzji. Regulator wraz z obiektem tworzy układ zamknięty o możliwych do określenia a priori charakterystykach.

W systemach wodnych, ze względu na ich złożoność (wielowymiarowość, wielokryterialność i stochastyczność) nie ma możliwości analitycznej syntezy regulatora. Z tych samych powodów, a w szczególności ze względu na wielokryterialność, nie buduje się automatycznych układów sterowania systemami wodnymi. Stosowane algorytmy sterowania, noszące zwykle nazwę reguł decyzyjnych, określają tylko propozycje wariantów decyzji, które są ewentualnie realizowane pod kontrolą człowieka (systemy wspomaganie decyzji - decision support systems) np. [92], [93].

W rzeczywistym systemie wodnym mamy najczęściej do czynienia ze sprzecznością pomiędzy wymaganiem prostoty reguł decyzyjnych ze względu na możliwości optymalizacji ich parametrów, a ich realizowalnością w warunkach silnej losowej zmienności zasobów wodnych i ograniczeń fizycznych dotyczących zbiorników i cieków.

Jednym ze sposobów pokonania tej trudności w zadaniach magazynowania i rozrządu wody jest zastosowanie specjalnego rodzaju programowania stochastycznego - zadania z ograniczeniami na prawdopodobieństwa (chance constrained programming). Wiąże się to z przyjęciem w zadaniu stochastycznej postaci ograniczeń jako ograniczeń na prawdopodobieństwa, że sterowane odpływy ze zbiorników oraz ich napełnienia nie przekroczą odpowiednich zakresów. Gdy postać przyjętych w zadaniu rozrządu reguł decyzyjnych jest liniowa, takie podejście ma istotną zaletę: opis sieci wodnej wyłącznie równaniami bilansowymi i liniowymi regułami decyzyjnymi (LRD) daje

możliwość sprowadzenia zadania optymalizacji do programowania liniowego. Stochastyczne ograniczenia uzasadniają zaniechanie w rachunku optymalizacyjnym rzadkich przypadków (ze względu na ograniczone ich prawdopodobieństwo) nierealizowalności LRD wynikającej z ograniczeń fizycznych.

Po raz pierwszy takie rozwiązanie zadania w zastosowaniu do sieci wodnych zaproponowali C.S.ReVelle, E.Joeres i W.Kirby w 1969 roku [71], dla pojedynczego zbiornika i w zasadzie do celów projektowania jego pojemności.

W niniejszej pracy krótko opisano tę metodę, a także przedstawiono jej rozszerzenie dla systemów wielozbiornikowych i zastosowanie do optymalizacji rozrządu wody. W IBS PAN prace w tym kierunku były prowadzone w latach 1978 - 1986 [23], [25], [26], [65], [66]. Pokazano, że reguła Revelle'a może być traktowana jako szczególny przypadek, z dość licznej grupy reguł, dla których możliwe jest podejście analityczne [35].

Rozwiązania uproszczonego problemu powinny być jednak sprawdzone symulacyjnie na pełniejszym modelu. Szczególnie potrzebne jest sprawdzenie skutków ingerencji ograniczeń fizycznych, pominiętych w zadaniu optymalizacji, w działanie liniowej reguły decyzyjnej. Ponadto, ograniczenia stochastyczne są czasami wprowadzane do zadania sztucznie, w celu ustalenia obszaru rozwiązań w liniowym zakresie założonej reguły, ze względów tylko obliczeniowych. Wtedy warto sprawdzić symulacyjnie, czy realizacja reguł poza liniowym zakresem nie spowoduje nieprzewidzianych i niepożądanych skutków.

W latach 1970 - 1985 ukazało się wiele prac poświęconych różnym odmianom i modyfikacjom liniowych reguł decyzyjnych (LRD) [72], [17], [73], [74], [75], [60]. W większości przypadków modyfikacje mające na celu poprawę efektywności reguły odbierały jej cechę analityczności zadania optymalizacji lub zmuszały do ryzykownych estymacji statystycznych lub do stosowania metod bezpośredniej optymalizacji na modelu symulacyjnym.

Wybrane arbitralnie LRD mają postać uzasadnioną głównie względami obliczeniowymi optymalizacji i nie ma podstaw do uznania ich za najkorzystniejsze z punktu widzenia celów sterowania. Jedyne badania symulacyjne pozwalają oceniać efektywność sterowania z punktu widzenia dowolnych kryteriów - także tych, których wprowadzenie do wskaźnika optymalizacji byłoby niemożliwe ze względów obliczeniowych. Próby syntezy reguł bardziej złożonych, nieliniowych, bardziej heurystycznie uzasadnionych, również dają się zweryfikować jedynie przez badania symulacyjne. Rezygnując z postaci reguł sterowania umożliwiających analityczne określenie charakterystyk układu zamkniętego obiekt-sterowanie oraz ze stałookresowej dyskretyzacji czasu, dysponujemy bogatym zbiorem reguł nieliniowych, także o postaci nie analitycznej - w formie tablic lub krzywych dyspozytorskich (np.: [1], [3], [68], [80], [89]).

Często, szczególnie w przypadku systemów wodnych o dużej liczbie elementów sterowanych, synteza regulatorów związana jest z hierarchicznym podejściem do zadania sterowania: sterowanie bezpośrednio realizowane jest przez reguły lokalne, natomiast parametry tych reguł są optymalizowane z punktu widzenia zadań globalnych. Koncepcja LRD z optymalizowanymi parametrami w sposób naturalny odpowiada takiej właśnie dwupoziomowej strukturze sterowania. W hierarchizacji sterowania można jednak pójść jeszcze dalej. Można przyjąć (i tak w praktyce jest to robione), że reguła decyzyjna dotycząca sterowań okresowych stanowi tylko ramowy i uproszczony program sterowania, np. określający zasoby wody przeznaczone dla użytkowników w danym okresie czasu, natomiast szczegółowe decyzje operacyjne (np. harmonogram rozdziału zasobu między różnych odbiorców) wypracowywane są przy użyciu bardziej szczegółowych i wyspecjalizowanych algorytmów. W IBS PAN tego typu prace dotyczyły rozdziału wody między użytkowników obszaru rolniczego: [23], [9], [90] - zadanie dyskretnej LRD pozwala określić ilość wody dostarczanej z danymi gwarancjami dla obszaru rolniczego w danym okresie czasu, a lokalne zadanie optymalizacji służy do określenia harmonogramu rozdziału tej wody między różne uprawy. W literaturze dotyczącej ogólnych zagadnień optymalizacji można znaleźć wiele przykładów hierarchicznych struktur zadania sterowania systemami wodnymi, szczególnie dla systemów zbiorników energetycznych - z reguły dla bardzo uproszczonych, idealizowanych modeli deterministycznych.

Niezależne od przyjętej koncepcji sterowania i metod syntezy tego sterowania, podstawowym warunkiem efektywności decyzji sterujących jest oparcie procesu decyzyjnego o prawidłowo sformułowany model obiektu i jego zadań. Modelowanie systemów jako zbiór ogólnych metod opisu i analizy badanych procesów jest przedmiotem obszernych monografii (np. [22]). W przypadku problemów praktycznych, szczegółowy opis systemu sterowanego w języku umożliwiającym matematyczną formalizację jest na ogół pierwszym i z reguły pracochłonnym etapem pracy [11], [16], [20], [32], [51], [70], [79]. Najtrudniejsze elementy tej formalizacji to hipotezy dotyczące stochastycznego charakteru głównych składników bilansu wody: dopływów i poborów, zależności wiążących parametry jakości wody oraz hipotezy dotyczące kryteriów oceny systemu. Weryfikacja tych hipotez, niezależnie od tego, czy prowadzą one do modeli analitycznych, czy nie, wymagać może eksperymentów symulacyjnych.

Często problemem jest nie tylko identyfikacja nieznanymi parametrów złożonego procesu hydrologicznego, ale także dostatecznie jednoznaczne wyartykułowanie a priori potrzeb i priorytetów użytkowników wody. W rezultacie, dopiero dialogowe procedury konstruowania modeli w systemach eksperckich umożliwiają sformułowanie zadań sterowania [56], [57], [93].

Badanie efektywności sterowania systemem wodnego za pomocą symulacji według określonych scenariuszy jest często jedynym rozwiązaniem w przypadku występowania istotnej niestacjonarności na przykład wywołanej założonym rozwojem systemu (np. monotoniczny wzrost zapotrzebowania na wodę przez rozbudowywane systemy nawodnień rolniczych lub zmiana kryterium jakości sterowania [70], [95]), choć i tym przypadku możliwe jest repetycyjne stosowanie metod analitycznych (np. [24]).

Znaczenie badań symulacyjnych w każdym z opisanych wyżej przypadków, skłania do opracowania odpowiednich narzędzi komputerowych pozwalających prowadzić te badania łatwo i efektywnie.

W dalszej części pracy opisano pakiet programów symulacyjnych pozwalający, za pomocą prostego języka rozkazów, lub w formie dialogowej, realizować dowolne scenariusze symulacji. Omawiany pakiet programów został opracowany jako narzędzie do badania efektów stosowania określonych reguł decyzyjnych sterowania systemami wodnymi w skali regionalnej lub krajowej (sieci zawierające zbiorniki retencyjne, odcinki rzek i kanały).

Efekty te związane są zarówno z kształtowaniem zasobów wody gromadzonych w zbiornikach, regulowaniem przepływów w sieci (w szczególności w punktach poboru wody przez użytkowników) w warunkach silnych wahań losowo zmiennych dopływów i poborów jak i potrzebą utrzymania stopnia zanieczyszczenia wody (ze źródeł punktowych i rozproszonych) na dostatecznie niskim poziomie. Najprostszym sposobem uwzględnienia tego ostatniego czynnika jest zapewnienie odpowiedniego rozcieńczenia ścieków przez określenie minimalnych przepływów w gałęziach sieci (tzw. przepływ nienaruszalny). Jednakże złożona dynamika transformacji zanieczyszczeń, możliwość kumulowania ich w zbiornikach, zmienność w czasie i niejednorodność w przestrzeni skłaniają do bardziej szczegółowej analizy ilościowej zależności parametrów jakościowych wody od sterowania przepływem.

Programy symulacyjne ECOSYM zostały zbudowane na bazie elementów pakietu SYMWOD zastosowanego w badaniach prowadzonych w IBS PAN w latach 1985 - 1990 w ramach programu CPBP 03.09 temat 7.06 [69]. Pakiet SYMWOD, którego części składowe oraz wyniki prób uruchomieniowych były już wcześniej prezentowane [36], [37], [34], [35], [33], został opracowany tak, aby mógł być zastosowany do systemów wodnych o możliwie ogólnej postaci. Przewidziano możliwość modelowania kanałów przerzutowych lub rurociągów z pompowniami, sieci rozgałęzionych o odwrotnej strukturze dendrytowej i pętli. W modelach elementów sieci i bilansach ogólnych parametry jakości wody były jednakże pominięte.

Podjęta w latach 1991 - 92 rozbudowa pakietu polegała na trzech zasadniczych modyfikacjach:

1) zmiana struktury danych do postaci stosowanej w językach programowania obiektowego (gałęzie i węzły sieci są reprezentowane przez struktury danych zawierające zarówno parametry liczbowe jak i zmienne proceduralne (metody) opisujące algorytmy działania tych obiektów) - co zapewnia niezależność struktury programu symulacyjnego od postaci i zbioru elastycznych modeli cząstkowych,

2) przepływy w gałęziach i stany zbiorników stają się zmiennymi wektorowymi, których składowymi, obok ilości wody, są wybrane parametry jakościowe.

3) bilanse wody w sieci należy uzupełnić modelami transformacji zanieczyszczeń w poszczególnych jej elementach.

Pierwszy kierunek modyfikacji miał na celu ułatwienie implementacji pakietu, będącego z założenia dość uniwersalnym narzędziem, do symulacji konkretnych systemów o różnorodnych cechach. Pozostałe modyfikacje wynikają z przewidywanego zakresu problemów gospodarki wodnej i fizycznych cech modelowanych systemów. W ogólnym przypadku zakłada się więc, że oprócz modeli bilansów ilościowych, będziemy uwzględniać modele transformacji zanieczyszczeń w zbiornikach i w ciekach, należące do trzech głównych typów: zanieczyszczenia ulegające rozkładowi, zawiesiny podlegające sedymentacji, zanieczyszczenie nie ulegające transformacji (jedynie rozcieńczalne)

Istotną cechą pakietu jest możliwość równoczesnego eksperymentowania z różnymi algorytmami sterowania przepływami sieci (model ilościowy) i modelami transformacji zanieczyszczeń w różnych elementach systemu.

Posługując się pakietem podjęto jakościowe badania symulacyjne problemów takich, jak:

- śledzenie rozprzestrzeniania się w systemie wodnym zanieczyszczeń z określonych źródeł,
- badanie wpływu strategii gromadzenia wody w zbiornikach na kumulację zanieczyszczeń (np. osadów),
- analiza skuteczności samooczyszczania w kaskadach zbiorników,
- badanie możliwości wykorzystania rezerw wody w zbiornikach do rozcieńczania okresowych dużych zrzutów zanieczyszczeń,
- badanie wpływu lokalizacji punktów zrzutu ścieków i oczyszczalni na rozkład przestrzenny stężeń zanieczyszczeń w sieci,
- badanie ograniczającego wpływu wymagań jakości wody na obszar rozwiązań dopuszczalnych zadania rozrządu (sterowania ilością).

W opracowanym pakiecie zachowano (a nawet rozbudowano w stosunku do pakietu SYMWOD) funkcje pomocnicze związane z przygotowaniem danych do symulacji i opracowywaniem wyników, usprawniające prowadzenie eksperymentów symulacyjnych.

W charakterze ilustracji przytoczono wyniki symulacji przykładowych systemów wodnych, których charakterystyki oparto na danych dotyczących rzeczywistych systemów wodnych, a reguły sterowania były dobierane. Badano przypadek liniowej reguły decyzyjnej uprzednio poddanej optymalizacji [35]. Badano wpływ informacji wejściowej reguły decyzyjnej przy arbitralnie wybranej strukturze reguły [27], [35]. Omówiono także wyniki symulacji przy sterowaniu wg wybranych nieliniowych reguł heurystycznych.

W tak szerokim kręgu zagadnień poruszanych w pracy myślą przewodnią autora było określenie granicy stopnia komplikacji stosowanych modeli, po za którą metody analityczne muszą ustąpić przed metodami symulacyjnymi. Stąd, w omawianych modelach często pojawiają się założenia mogące budzić sprzeciw (także samego autora), których akceptacja lub odrzucenie decyduje o "analityczności" sformułowania problemu. Rezygnacja z metod analitycznych - preferowanych z racji ogólności wyników i niskich kosztów stosowania - będzie z reguły wynikiem konieczności przekroczenia tej granicy z powodu niedopuszczalności określonych uproszczeń modelu. W tym kontekście rozbudowany model symulacyjny w połączeniu z badaniami analitycznymi modelu uproszczonego służy do testowania skutków uproszczeń, a w przypadku ich niedopuszczalności umożliwia poszukiwanie rozwiązań metodą symulacji.

Praca, będąc monograficznym podsumowaniem wieloletnich zespołowych badań prowadzonych w IBS PAN od 1976 roku w ramach programu PR-7, wspólnych badań z IIASA (Projekt Górnej Noteci), programu CPBP 03.09 (z wykorzystaniem danych dotyczących regionu Górnej Wisły), własnych badań autora między innymi w Instytucie Informatyki Uniwersytetu w Annabie (Algieria) w latach 1981 - 1986 związanych z modelowaniem systemu wodnego przemysłowo-rolniczego regionu Annaby oraz prac autora związanych z budową i wykorzystaniem pakietu symulacyjnego w temacie IBS PAN "Modelowanie i optymalizacja dla potrzeb sterowania ilością i jakością wody".

Samodzielny dorobek autora stanowią: model sieci wodnej uwzględniający rozprzestrzenianie zanieczyszczeń i realizujący go pakiet symulacyjny - większość rozdziału 2 i rozdział 6, analiza kryteriów ilościowych i jakościowych użytkowania wody, krytyczna analiza skuteczności liniowych reguł decyzyjnych w zastosowaniu do systemów wielozbiornikowych, propozycja reguły wielozbiornikowej (p.5.5), klasyfikacja reguł sterowania zbiornikami z punktu widzenia wykorzystywanej informacji wejściowej. W numerycznych przykładach autor wykorzystał własne obliczenia dla danych z Algierii, a dla zespołowo badanego przykładu Górnej Wisły przeprowadził analizę statystyczną oceniającą poprawność przyjętego modelu dopływów i interpretującą wyniki optymalizacji reguły liniowej i wyniki symulacji. Jego autorstwa jest także wykorzystanie podejścia heurystycznego do opracowania reguły łączącej cechy reguły standardowej z wynikami optymalizacji reguły liniowej - tzw. "reguła oszczędnościowa".

4. REGUŁY LINIOWE I INNE REGUŁY LOKALNE

Główne cechy różnych typów reguł decyzyjnych omówimy w zastosowaniu dla jednego zbiornika, a następnie, dla przypadku liniowych reguł dyskretnych, przeanalizujemy konsekwencje ich stosowania w systemach wielozbiornikowych.

Istotnym wyróżnikiem typu reguły jest zakres wykorzystywanej informacji wejściowej. Rozróżniamy tu następujące możliwości informacji na wejściu regulatora:

- a) stan zbiornika położonego bezpośrednio powyżej sterowanego przepływu,
- b) dopływ zbiornika, którego wypływem sterujemy,
- c) stan zbiornika i jego dopływy,
- d) stan zbiornika i prognoza przyszłych dopływów,
- e) stan zbiornika, dopływy (lub ich prognozy) i potrzeby użytkowników,
- f) jak w p. e) oraz dodatkowo stan zbiornika poniżej sterowanego przepływu.

Nie uwzględniono tu najprostszego przypadku, w którym wyjście regulatora jest parametrem stałym dla każdego okresu, o wartościach optymalizowanych ale niezależnych od aktualnego stanu systemu. Ten rodzaj sterowania niektórzy autorzy [78], [81], [87] określają jako "deterministyczne", bardziej w rozumieniu wartości deterministycznych niż algorytmu deterministycznego. Jedyłą zaletą takiego sterowania jest względnie prosta optymalizacja - "reliability programming".

Inną cechą wyróżniającą regułę sterowania jest sposób realizacji decyzji w czasie:

- większość reguł, a szczególnie te, które pretendują do miana "analitycznych", zakłada określony okres dyskretyzacji czasu i decyzje są wyznaczane jako stałe wartości obowiązujące w ciągu całego okresu. Jeśli wewnątrz danego okresu pojawiają się sytuacje zmuszające do zmiany decyzji (np. osiągnięcie dowolnego ograniczania w systemie fizycznym), wówczas należy przewidzieć dodatkowe reguły doraźne, rozstrzygające konflikt. Na ogół zakłada się, że takie rozstrzygnięcia nie zakłócają realizacji decyzji okresowych, przynajmniej w sensie bilansu na koniec okresu. W opisie reguły sterowania obserwacja stanu systemu dokonywana jest w tych samych dyskretnych chwilach czasu, w których podejmowane są decyzje.

- reguły bardziej związane z praktyką sterowania zakładają, że momenty podejmowania decyzji wyznaczane są zarówno przez czas jak i przez wystąpienie określonych zdarzeń. Jako zdarzenia traktuje się: osiągnięcie określonych poziomów przez zmienne systemu (stany zbiorników, przepływy,

pobory wody), zmiany progów ograniczających itp. System sterowany jest więc obserwowany w sposób ciągły, natomiast decyzje podejmowane w nie znanych z góry chwilach czasu.

Kolejną ważną cechą reguł sterowania jest typ zależności sterowania od informacji wejściowej:

- reguły liniowe,
- reguły nieliniowe o charakterystykach jednoznacznych,
- reguły nieliniowe z "histerezą".

Te ostatnie, charakteryzują się tym, że momenty zmian sterowania i ich wartości zależą od tego, w jakim kierunku zachodzą zmiany w systemie: tak np. przy wzroście poziomu w zbiorniku powyżej progu s_0 , skokowa zmiana wypływu ma inną wartość, niż przy spadku tego poziomu poniżej s_0 lub następuje przy innym poziomie s_0' .

W tym i następnym rozdziale rozpatrzemy wymienione wyżej przypadki różniące się ilością wykorzystywanej informacji wejściowej. Ponieważ zadaniem tych rozdziałów jest pokazanie, jak daleko można w rozważaniach reguł decyzyjnych pójść drogą analityczną (także w przypadku systemów wielozbiornikowych), zajmiemy się głównie regułami liniowymi dyskretnymi ze stałym krokiem dyskretyzacji, dla których ta droga jest możliwa.

4.1. Informacja o stanie zbiornika

Na wejściu regulatora dane są stany zbiornika powyżej sterowanego przepływu, znane w dyskretnych chwilach czasu od dowolnie odległej przeszłości do chwili podejmowania decyzji

$$u_i = f(s_0, s_1, \dots, s_{i-1}) \quad (4.1)$$

gdzie u_i - wypływ ze zbiornika w i -tym okresie,

s_i - stan zbiornika na końcu i -tego okresu.

Zarówno w powyższym wzorze, jak i we wszystkich dalej omawianych regułach dyskretnych, okres dyskretyzacji zmiennej decyzyjnej i wielkości mierzonych jest taki sam. Powinien on być dostatecznie krótki w stosunku do czasu zapełniania lub opróżniania zbiorników.

Z definicji zmiennych stanu wynika, że zawierają one pełną informację o przeszłości, potrzebną do określenia zachowania się systemu w przyszłości. Można by więc sądzić, że brak logicznych przesłanek do wykorzystywania poprzednich wartości stanu zbiornika poza wartością s_{i-1} . Wykorzystanie informacji o wcześniejszych stanach zbiorników może jednak być celowe

z dwóch powodów: a) w przypadku szczególnego sformułowania celów sterowania, w którym uwzględnia się czas trwania określonych stanów zbiornika (np. przedłużający się stan niski zbiornika jest bardziej niekorzystny niż krótkotrwały i fakt ten chcemy uwzględnić w sformułowaniu zadania regulatora) - ma to miejsce wówczas, gdy pełny stan systemu określają dodatkowo inne zmienne stanu nie uwzględnione bezpośrednio w modelu (np. stan upraw rolniczych nawadnianych, wilgotność gleby itp.), b) w przypadku, gdy dopływy do zbiornika w kolejnych okresach nie są losowo niezależne i stan zbiornika nie jest procesem Markowa, rozkład prawdopodobieństwa stanu przyszłego jest zależny od więcej niż jednej poprzedniej wartości stanu - informacja o nich pozwala więc budować prognozy zwiększające skuteczność sterowania.

Jeśli nie brać pod uwagę powyższych przypadków, reguła (4.1) ma postać

$$u_i = f(s_{i-1}) \quad (4.2)$$

Często, w praktycznych zastosowaniach, funkcja $f(\cdot)$ ma postać łamanej złożonej z odcinków prostoliniowych, gdzie nachylenia poszczególnych odcinków oraz punkty ich przełączania są parametrami, które mogą być dobierane z punktu widzenia celów sterowania. Najczęściej nachylenia odcinków są tak dobrane, że zadanie regulatora sprowadza się do stabilizacji wypływu u_i przy średnich stanach zbiorników i stabilizacji stanu, jeśli zbliża się on do minimum (s_{\min}) lub maksimum (s_{\max}) (np. tzw reguła standardowa). Niestety brak metod analitycznych umożliwiających optymalizację parametrów u_i , s_{\min} , s_{\max} takiej reguły z punktu widzenia celów sterowania. Rozważania analityczne są dokonywane dla linearyzowanych wersji reguły. Dla ogólnego przypadku liniowego reguły o postaci (4.2) mamy:

$$u_i = \alpha_i(s_{i-1} + \beta_i) \quad (4.3)$$

gdzie α_i , β_i - parametry, dwa warianty są szczególnie interesujące:

1) wariant omawiany przez Klemeš'a [42] (1973)

$$u_i = \alpha s_{i-1}; \quad 0 < \alpha < 1 \quad (4.4)$$

oraz

2) wariant szczegółowo analizowany w pracach ReVelle'a i innych [71],[72],[73]:

$$u_i = s_{i-1} - b_i \quad (4.5)$$

W pierwszym z tych wariantów, jeśli przyjmie się ponadto model liniowego nieskończonego zbiornika bez parowania opisany równaniem

$$s_i = s_{i-1} + x_i - u_i \quad (4.6)$$

gdzie x_i - dopływ do zbiornika w i -tym okresie, możliwe jest rozwikłanie równań różnicowych regulatora i obiektu tak, że stan i wypływ zbiornika wyrażają się jako zbieżne nieskończone sumy ważonych dopływów zbiornika w całej przeszłości:

$$u_{i+1} = \alpha \sum_{r=0}^{\infty} (1 - \alpha)^r \cdot x_{i-r}$$

Zbieżność tych sum pozwala, dla niektórych typów rozkładu prawdopodobieństwa dopływu jako zakłócenia (w szczególności dla rozkładu normalnego), określić charakterystyki stochastyczne stanu i wypływu jako funkcje parametru α . Umożliwia to bezpośrednią optymalizację tego parametru z punktu widzenia kryteriów, które bazują na tych charakterystykach. Istotną cechą reguły jest zmniejszanie wariancji stanu i wypływu w stosunku do wariancji dopływu (jeśli $0 < \alpha < 1$). Niezbyt korzystnym ograniczeniem jest założona stacjonarność zakłócenia i stałość parametru α w czasie, uniemożliwiająca uwzględnienie procesów sezonowych.

Wariant (4.5), posiadający szczególnie bogatą bibliografię, jest jeszcze łatwiejszy do analizy. Po rozwikłaniu reguły z liniowym modelem zbiornika (4.6) okazuje się, że zarówno wypływ jak i stan są liniowo zależne tylko od poprzedniej wartości zakłócenia:

$$u_i = x_{i-1} + b_{i-1} - b_i \quad (4.7)$$

$$s_i = b_i - x_i \quad (4.8)$$

Zauważmy przy okazji, że zależność (4.7) opisuje sterowanie w układzie otwartym na podstawie informacji o dopływie, równoważne z działaniem regulatora (4.5) w pętli zamkniętej.

Określenie charakterystyk stochastycznych rozwiązania jako funkcji parametrów b_i jest wyjątkowo łatwe, także przy wykorzystaniu informacji o sezonowości zakłócenia, co przy odpowiednim sformułowaniu celów sterowania w postaci ograniczeń na prawdopodobieństwa (chance constraint programming) umożliwia efektywną optymalizację parametrów b_i . Reguła ta ma jednak wielu przeciwników, którzy wysuwają następujące argumenty:

- wariancja stanu zbiornika i wypływu są równe wariancji zakłócenia, reguła jest więc bezsilna wobec dużych amplitud zakłóceń przypadkowych, gdyż dostosowuje swoje działanie jedynie do sezonowo zmiennych w czasie wartości średnich,

- reguła jest "rozrzutna" w gospodarowaniu wodą, gdyż nawet w przypadku ogólnego deficytu, przypadkowe chwilowe nadwyżki dopływu są niezwłocznie usuwane,

- zarówno reguła jak i równanie zbiornika nie zawsze są realizowalne z uwagi na ograniczenia fizyczne na u_i i s_i , co w szczególności zakłóca równowagę regulatorów (4.5) i (4.7). Formalna modyfikacja reguły (4.5) wykorzystująca regułę (4.4) daje zależność nieco ogólniejszą zbliżoną do (4.3):

$$u_i = \alpha s_{i-1} - b_i$$

łącącą korzystne cechy obu tych reguł. Jednakże złożona postać zależności stanu i sterowania od ciągu przeszłych wartości zakłócenia nie pozwala na tak prostą jak przy regule (4.5) metodę optymalizacji parametrów b_i .

4.2. Informacja o dopływie

Na wejściu regulatora dysponujemy informacją o dopływach do zbiornika. W wersji realistycznej są to zawsze tylko przeszłe wartości dopływu:

$$u_i = f(x_0, x_1, \dots, x_{i-1}) \quad (4.9)$$

Jak zauważyliśmy wyżej, reguła (4.5) jest równoważna pewnej szczególnej postaci zależności (4.9), a mianowicie:

$$u_i = x_{i-1} + b_{i-1} - b_i$$

Zmodyfikowaną formę tej reguły zaproponowano w [58]:

$$u_i = \delta x_{i-1} + b_{i-1} - b_i \quad (4.10)$$

Reguła (4.10) nie ma swego odpowiednika w postaci regulatora w pętli zamkniętej. Model pojęciowy użyty przez autorów [58], opierający się na umownym rozbiciu zbiornika na dwie części: część z dopływem δx_i sterowana regułą (4.5) i część z dopływem $(1 - \delta)x_i$ i ze stałym wypływem, nie może służyć do syntezy regulatora w pętli zamkniętej ze względu na niemierzalność stanu poszczególnych części zbiornika. W praktyce sterowania wadą reguły jest więc jej działanie w układzie otwartym, co powoduje, że nie obserwowane zakłócenia (np. błędy pomiaru x_i) mogą kumulować się w układzie w sposób niekontrolowany.

Z teoretycznego punktu widzenia autorzy reguły (4.10) wykazują jej wyższą skuteczność od reguły (4.5), wyrażającą się w szczególności zmniejszeniem wymaganej pojemności zbiornika zapewniającej spełnienie ograniczeń probabilistycznych na stan zbiornika i przepływy. Pokazano także, że reguła

(4.10) przez odpowiedni wybór parametru $0 < \delta < 1$ pozwala spełnić ograniczenia zadania także w tych przypadkach, gdy reguła (4.5) (tzn. $\delta = 1$) nie posiada rozwiązania dopuszczalnego. Dobór tego parametru decyduje o wyważeniu znaczenia celów sterowania w zadaniu regulatora: w jakim stopniu regulator ma niwelować przypadkowe wahania stanu zbiornika, a w jakim wpływu. W jednym krańcowym przypadku ($\delta = 0$) wpływ jest dokładnie stabilizowany i wszystkie wahania dopływu kumulują się w zbiorniku, a w drugim ($\delta = 1$), zbiornik "nie pamięta" poprzednich zakłóceń, ale wpływ zawiera nietłumione (choć opóźnione o 1 okres) zakłócenia dopływu.

Istotną trudnością przy próbach rozszerzenia zastosowania reguły (4.10) do analizy zadań sterowania jest złożona zależność stanu zbiornika od przebiegu czasowego zakłócenia wejściowego x_i (układ posiada nieskończoną pamięć). Analityczne określenie rozkładu prawdopodobieństwa zmiennej s_i , lub tylko ocena niektórych parametrów tego rozkładu, wymaga założenia normalności rozkładu zakłócenia.

4.3. Informacja o stanie zbiornika i dopływie

Na wejściu regulatora wprowadzamy informacje zarówno o stanie zbiornika powyżej sterowanego wypływu, jak i o dopływie do tego zbiornika

$$u_i = f(s_{i-1}, x_0, x_1, \dots, x_i) \quad (4.11)$$

W realistycznej wersji reguły nie dysponujemy informacją o x_i :

$$u_i = f(s_{i-1}, x_0, x_1, \dots, x_{i-1}) \quad (4.12)$$

a ponadto rezygnujemy z informacji x_{i-k} dla $k > 2$ lub $k > 3$.

Z teoretycznego punktu widzenia, jeśli znany jest stan systemu s_{i-1} , wprowadzenie informacji o dopływach x_{i-k}, \dots, x_{i-1} ma sens tylko wtedy, gdy informacje te są przynajmniej statystycznie związane z nieznaną wartością x_i i pozwalają budować jej prognozę. W przeciwnym razie, z definicji stanu, jest w nim zawarta cała użyteczna informacja o przeszłości. Z tego względu regułę typu (4.12) należy traktować jako szczególny sposób realizacji reguł

$$u_i = f(s_{i-1}, \hat{x}_i) \quad (4.13)$$

gdzie

\hat{x}_i - prognoza dopływu zbiornika w i -tym okresie.

Na bliższe omówienie zasługują trzy proste przypadki [25], [64], [65], [66] reguły sterowania:

$$u_i = s_{i-1} + \hat{x}_i - \delta_i \quad (4.13)'$$

1) Prognoza w postaci wartości oczekiwanej $\mathbf{E}x_i$. Liniowa reguła decyzyjna oparta na takiej prognozie może przyjąć postać

$$u_i = s_{i-1} + \mathbf{E}x_i - s_i^* \quad (4.14)$$

która jest równoważna z (4.5), jeśli $b_i = s_i^* - \mathbf{E}x_i$, przy czym, jak pokazano w [24], parametr $\delta_i = s_i^*$ ma prostą interpretację fizyczną (patrz rozdział 5.3). Jednakże z punktu widzenia sterowania, prognoza dopływu w postaci wartości oczekiwanej nie dostarcza żadnej dodatkowej informacji w stosunku do reguły (4.5).

2) Idealistyczny przypadek, gdy $\hat{x}_i = x_i$. W praktyce można się do niego zbliżyć (jeśli zmiany s_i^* w kolejnych okresach nie są duże) obserwując dopływ i sterując zbiornikiem w sposób ciągły. Analogiczna do (4.14) reguła

$$u_i = s_{i-1} + x_i - s_i^* \quad (4.15)$$

oznacza, że w tym przypadku zadaniem regulatora jest stabilizowanie realizowanych wartości s_i na poziomie s_i^* .

Stopień trudności rozwiązywania obu przypadków jest ten sam i taki sam jak reguły (4.5), co więcej, przypadek (4.14) daje rozwiązanie identyczne z (4.5). Różnica reguł jest tylko formalna. Wyrażna zmiana zadania regulatora przy zastosowaniu (4.15) każe zastanowić się nad celowością dążenia do prognozy możliwie najdokładniejszej przy takim jej wykorzystaniu (4.13'): nie jest wcale oczywiste, że dla realizacji celów sterowania (w szczególności w celu utrzymania stałości poborów użytkowników) jest korzystne, jeśli poziom zbiornika jest bezwzględnie stabilizowany. Badania symulacyjne [25], wykonane dla systemów wielozbiornikowych, wykazały, że rozwiązania zadania optymalizacji s_i^* dla przypadku (4.15) mogą posiadać niekorzystne cechy w porównaniu z (4.14): zwiększenie prawdopodobieństwa deficytów użytkowników, częstsze przypadki nierealizowalności reguły i związane z tym obniżenie prawdopodobieństwa spełnienia ograniczeń (patrz przykład w p. 5.6.2).

3) Ciekawym rozszerzeniem reguły (4.15) jest zaproponowana w pracy [64] reguła ze zwiększoną liczbą parametrów pozwalająca uwzględnić zarówno niepełną kompensację zmienności dopływu jak i korelację między dopływami

w kolejnych okresach: - parametr s_i^* nie jest stały lecz zawiera poprawkę uwzględniającą znane dopływy

$$s_i^* = \delta_i + \alpha_i x_i + \beta_i x_{i-1} + \gamma_i x_{i-2}$$

Jeśli przyjąć prognozę dopływu $\hat{x}_i = x_i$, to można dobrać takie u_i , że

$$s_i = s_{i-1} - u_i + \hat{x}_i = s_i^*$$

tj

$$\begin{aligned} u_i &= s_{i-1} - \delta_i + (1 - \alpha_i)x_i - \beta_i x_{i-1} - \gamma_i x_{i-2} = \\ &= \delta_{i-1} + \alpha_i x_{i-1} + \beta_{i-1} x_{i-2} + \gamma_{i-1} x_{i-3} - \delta_i + (1 - \alpha_i)x_i - \beta_i x_{i-2} \end{aligned}$$

dzięki czemu zarówno stan s_i jak i wypływ u_i dają się wyrazić jako sumy skończonej liczby składników zawierających zmienne losowe x_k (ze względu na silną korelację między składnikami losowymi autorzy [64] nie korzystają z możliwości determinizacji zadania wskazanej przez Revelle'a, lecz posługują się oszacowaniami bazującymi na własnościach rozkładów normalnych). Jednocześnie w regule występują parametry umożliwiające trochę lepsze dopasowanie regulatora do zadań sterowania, niż jest to możliwe w regule (4.14) lub (4.15). W najprostszym wariancie, dla

$$s_i^* = \delta_i + \alpha_i x_i$$

oraz

$$u_i = s_{i-1} - \delta_i + (1 - \alpha_i)x_i; \quad s_i = s_i^*$$

można skonstruować następujący model pogładowy. Zamiast jednego zbiornika mamy dwa zbiorniki połączone równolegle. Jeden z nich z dopływem $\alpha_i x_i$ jest sterowany zgodnie z regułą (4.14), a drugi z dopływem $(1 - \alpha_i)x_i$ regułą (4.15). Wpływ u_i jest sumą wpływów obu części, s_i - sumą ich stanów, a δ_i - sumą parametrów obu reguł.

$$u_i^1 = s_i^1 + \alpha_i \mathbf{E}x_i - s_i^{*1};$$

$$u_i^2 = s_i^2 + (1 - \alpha_i)x_i - s_i^{*2};$$

$$u_i = u_i^1 + u_i^2; \quad s_i = s_i^1 + s_i^2;$$

$$\delta_i = s_i^{*1} + s_i^{*2} - \alpha_i \mathbf{E}x_i;$$

Tak więc mamy model, w którym przez zmianę $0 < \alpha < 1$ można w sposób ciągły przechodzić od reguły (4.14) do (4.15).

Możliwe jest oczywiście bardziej elastyczne dopasowywanie zadania regulatora typu (4.13') do celów sterowania przez wprowadzenie dodatkowych współczynników, analogicznie do (4.4) i (4.10), np tak:

$$u_i = \alpha s_{i-1} + \delta \hat{x}_i - b_i \quad (4.16)'$$

Brak jest jednak efektywnych algorytmów pozwalających określać wpływ tych parametrów na wartości stosowanych kryteriów sterowania, poza przypadkiem rozkładu normalnego zakłócenia x_i i błędów jego prognozy, a równocześnie możliwości dopasowania regulatora do celów sterowania pozostają wciąż bardzo ograniczone (wpływ na wariancję stanu).

4.4. Informacja o potrzebach użytkowników

Na wejściu regulatora wykorzystuje się nie tylko informacje o stanie systemu, ale także o dopływach do zbiornika (prognozy) i poborach użytkowników korzystających ze sterowanego wypływu (lub ich prognozy):

$$u_i = f(s_{i-1}, \hat{x}_i, q_i) \quad (4.17)$$

gdzie q_i - pobór wody przez użytkownika w i -tym okresie lub jego prognoza, co tworzy grupę reguł, których zadania wyrażają bezpośrednio cele użytkowników wody. W grupie tej trzy warianty były omawiane w literaturze [7], [17], [39], [81], [82]:

$$1) \quad u_i = \min(q_i, s_{i-1} + x_i); \quad (4.18)$$

$$2) \quad u_i = (1 - \alpha)(s_{i-1} + x_i) + \alpha T; \quad T = \sum_1^{\text{rok}} q_i \quad (4.19)$$

$$3) \quad u(t) = q(t) \left[1 - \frac{0.01}{\xi(t)} \right] + x(t) \frac{0.01}{1 - \xi(t)}; \quad \xi(t) = \frac{s(t)}{s_{\max}} \quad (4.20)$$

Reguła (4.18) jest realistyczna w tym sensie, że wypływ jest ograniczony przez zasoby będące do dyspozycji. Równocześnie jedyną możliwością dopasowania zadania regulatora do celów sterowania jest modyfikacja znaczenia wielkości q_i : jest to wartość, która w maksymalnym stopniu zaspokaja potrzeby użytkownika, spełniając także inne cele podane np. w postaci ograniczeń. Efektem takiego podejścia może być reguła

$$u_i = \min(q_i' - \Delta q_i, s_{i-1} + x_i); \quad (4.18)'$$

w której parametry Δq_i podlegają optymalizacji, na przykład zgodnie z kryterium

$$\min \sum_i \Delta q_i$$

a q_i' - pełne potrzeby użytkownika. Oczywiście problemem pozostaje brak efektywnego algorytmu bezpośredniej optymalizacji dla nieliniowej reguły.

Poszukiwanie reguły liniowej o filozofii zbliżonej do (4.18') prowadzi do formuły (4.19). O ile realizowalność reguł typu a) - d) jest uwarunkowana głównie dokładnością prognozy zasobów i ograniczona prawdopodobieństwem bardzo niskich i bardzo wysokich stanów zbiornika, to obecnie, uwzględnione żądanie użytkownika może być nierealizowalne z założenia nawet w części αq_i . Użycie formuły (4.19) jest więc poprawne tylko wówczas, gdy rozwiązanie jest ograniczone przez dostatecznie wysokie gwarancje dla użytkownika. Jeśli q_i jest stałym parametrem, stopień trudności analizy (4.18) i (4.19) jest taki sam jak regulatorów a) - d) w wariantach z nieskończoną pamięcią (np.(4.10)). Dla przypadku (4.19) L.M.Eisel [17] w oparciu o teorię kolejek zaproponował prostą estymatę wartości oczekiwanej i wariancji zmiennej ($s_i + x_i$) przy rozkładzie normalnym dopływu x_i

$$\hat{E}[s_i + x_i] = \frac{E[x_i] - \alpha T}{1 - \alpha};$$

$$\hat{V}[s_i + x_i] = \frac{V[x_i]}{1 - \alpha^2};$$

skąd można znaleźć wartość oczekiwaną i wariancję stanu zbiornika

$$\hat{E}[s_i] = \frac{\alpha}{1 - \alpha} (E[x_i] - T);$$

$$\hat{V}[s_i] = \frac{\alpha^2}{1 - \alpha^2} V[x_i];$$

Nawet dla tak prostego przypadku ocena jest niedokładna: Sniedovich [82] pokazał, że rozwiązania są z reguły zbyt pesymistyczne (np. z punktu widzenia dopuszczalnych wartości T lub minimalnej pojemności zbiornika).

Trudności znacznie rosną jeśli q_i jest przypadkowe i ponadto losowo zależne od x_i . Jest to dość częste w przypadku użytkowników rolniczych (silna ujemna korelacja potrzeb z opadami, które są głównymi składnikami dopływów x_i). Względnie prostym wyjściem jest przyjęcie deterministycznych modeli wiążących q_i i x_i z jedną wspólną zmienną losową r_i . Sposób ten bywa

również stosowany w celu wyeliminowania zmiennej losowej x_i w przypadku silnej korelacji między jej kolejnymi wartościami (model typu średniej przesuwanej). Silny związek między intensywnością gospodarki rolnej (w szczególności intensywnością i sposobem nawadniania wpływającymi na retencję glebową i parowanie) i formowaniem się dopływów powoduje, że powyższe uproszczenie jest do przyjęcia jedynie warunkowo. Powróćmy do tego w przykładzie w p.5.4.

Reguła (4.20) posiada elegancką formę ciągłej funkcji analitycznej uwzględniającej fizyczne ograniczenia zbiornika. Ocena funkcjonowania systemu jest jednak utrudniona. W zasadzie możliwe jest podejście polegające na dyskretyzacji w czasie i badanie macierzy prawdopodobieństw przejścia stanu w horyzoncie operacyjnym (kilka okresów), choć i to stwarza problemy aplikacyjne. Jak w przypadkach innych nieliniowych reguł decyzyjnych, praktyczną drogą jest zastosowanie technik symulacyjnych.

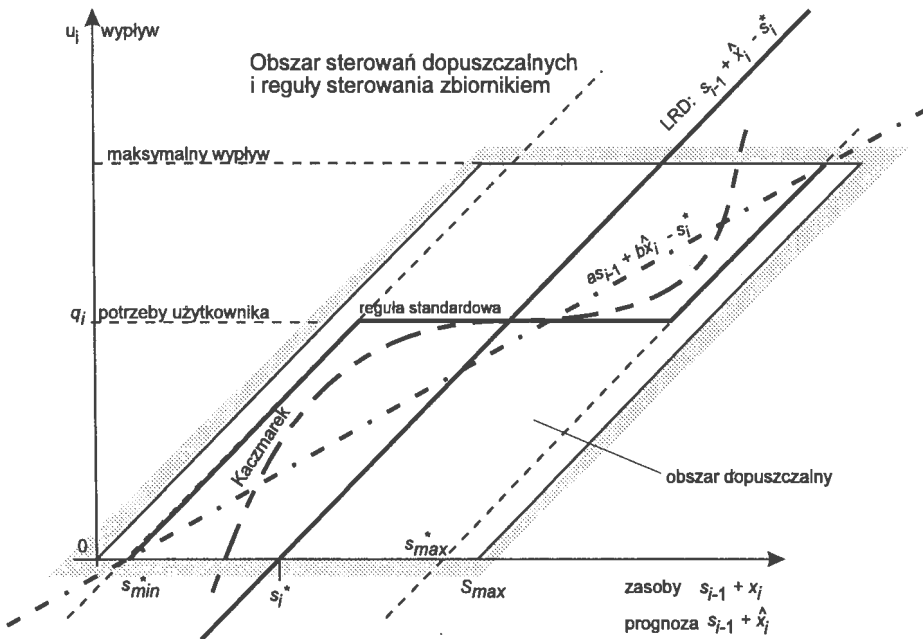
Dla porządku należy uzupełnić rozważania wspominając liczne modyfikacje reguły standardowej (np. [75]) różniące się liczbą parametrów. Na ogół korzystają one z całej dostępnej informacji o dopływie, stanie zbiornika i potrzebach użytkowników, łatwiej dają się dopasować do celów sterowania, lecz możliwa jest tylko pośrednia metoda optymalizacji parametrów w połączeniu z symulacją.

Na Rys.4.1 przedstawiono porównanie wyżej omówionych reguł sterowania pojedynczym zbiornikiem i usytuowanie punktów pracy układu sterowania w obszarze dopuszczalnym, ograniczonym przez fizycznie realizowalne stany zbiornika i wypływy. Linia przerywaną zaznaczono obszary buforowe, niezbędne ze względu na losowość skutków sterowania. Z rysunku widać, że szczególnie reguły liniowe ignorują sytuacje przekroczenia ograniczeń obszaru sterowań dopuszczalnych.

4.5. Sterowanie dopływem do zbiornika

Do omówionej listy reguł decyzyjnych, których wspólną cechą jest uzależnienie wypływu ze zbiornika tylko od zasobów przed i w zbiorniku powyżej punktu sterowania, można zaproponować zupełnie odmienną grupę reguł, dotychczas nie analizowanych: reguły uwzględniające bilans zasobów i potrzeb poniżej punktu sterowania, co można traktować jako sterowanie dopływem do zbiornika.

Jeśli potraktować zbiornik (zbiorniki) znajdujący się poniżej sterowanego przepływu jako szczególnego użytkownika, którego potrzeby należy uwzględnić, powinniśmy dołączyć jego stan do informacji wejściowej reguły.



Rys.4.1 Porównanie podstawowych typów reguł decyzyjnych sterowania zbiornikiem, na płaszczyźnie "zasoby"- "wyptyw".

Założymy, że potrafimy zaplanować potrzeby wodne zbiornika na najbliższy okres i . Na potrzeby te składają się: planowany zapas wody w zbiorniku na końcu tego okresu, potrzeby lokalnych użytkowników i ewentualny eksport wody poza system zbiornika. Łącznie te potrzeby oznaczymy przez b_i . Wówczas ilość wody, którą należy dostarczyć, wynosi:

$$x_i = b_i - s_{i-1} - \hat{z}_i \tag{4.21}$$

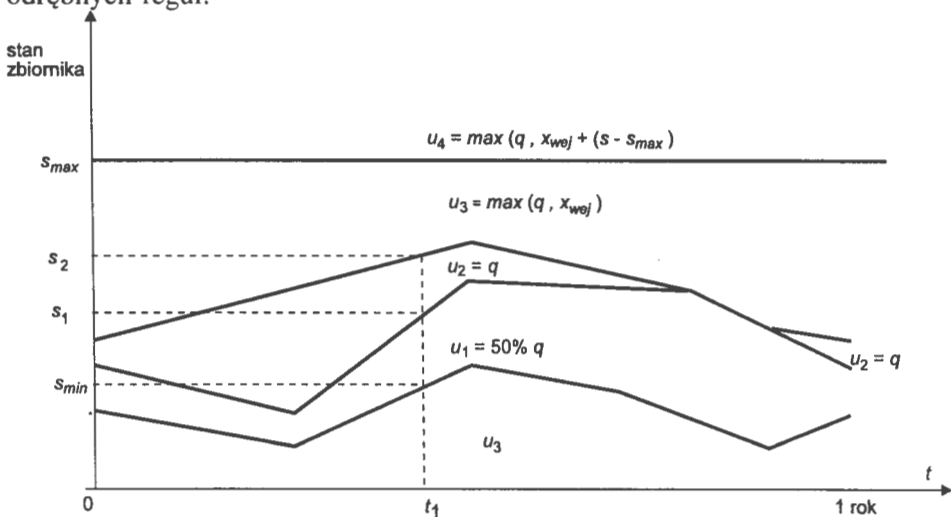
gdzie \hat{z}_i - prognoza losowo zmiennej niekontrolowanej składowej dopływu do zbiornika. Wielkość tę można traktować tak, jak potrzeby innych użytkowników i uznać jako podstawę do wyznaczenia sterowania.

Oczywiście, nawet jeśli parametr b_i odpowiada dokładnie rzeczywistym potrzebom systemu, błędy prognozy \hat{z}_i powodują, że plan nie jest dokładnie realizowany. Ponadto w skład planu wchodzi pobory użytkowników, które także mogą być losowe. Efektem tych zakłóceń będą, podobnie jak w regule (4.13'), odchylenia losowe stanu zbiornika. Pomiar tego stanu w kolejnym okresie pozwala kompensować błędy prognoz. Istotniejsze różnice między tym podejściem i regułą typu (4.13') pojawiają się w momencie, gdy mamy do czynienia z systemem wielu zbiorników połączonych kaskadowo - o czym będzie mowa niżej (w rozdziale 5.5).

4.6. Reguły decyzyjne z czasem podejmowania decyzji zależnym od informacji wejściowej - krzywe dyspozytorskie.

W przypadku, gdy system sterowany jest obserwowany w sposób ciągły, a nie - jak to miało miejsce dla reguł dyskretnych - tylko w dyskretnych chwilach czasu, możliwe jest stosowanie reguł, które momenty zmiany decyzji dostosowują do stanu systemu. Reguły te mają tę zaletę, że mogą być stosowane bezpośrednio jako reguły operacyjne, a nie tylko jako plan sterowania na najbliższy okres dyskretyzacji. Stan systemu określony jest w dyskretnej przestrzeni sytuacji, będącej odwzorowaniem ciągłej przestrzeni zmiennych takich jak stany zbiorników, dopływy, pobory, przy użyciu progów dla tych zmiennych i ich kombinacji. Dla systemów, w których uwzględniamy czynniki sezonowe, progi te są zwykle okresowymi funkcjami czasu i podobnie jak parametry reguł dyskretnych mogą być argumentami optymalizacji. Dla każdej sytuacji określony jest sposób sterowania (wartości wypływu zbiornika lub formuły prostych reguł liniowych, np. opisanych w poprzednich paragrafach). Zmiana sterowania następuje w chwili zmiany sytuacji.

Np. na Rys.4.2 przedstawiono przebieg czasowy progowych wartości stanu zbiornika określających przedziały, w których wpływ określany według odrębnych reguł.



Rys.4.2 Przykład krzywych dyspozytorskich.

Zgodnie z wykresem wpływ określony jest jako:

- 0, dla minimalnego stanu zbiornika $s_{min}(t)$ i niższego,

8. WNIOSKI

8.1. Ogólne problemy modelowania matematycznego systemów wodnych

Problem sterowania w systemach wodnych rozwiązywany jest w oparciu o definicje modeli trzech głównych jego elementów:

- a) model systemu wodnego,
- b) opis matematyczny zadań i kryteriów oceny ich realizacji,
- c) model algorytmu sterowania.

W pierwszej grupie zagadnień mamy do dyspozycji różnorodne modele hydrologiczne, modele sieciowe, modele dynamiczne określające własności systemu w różnych skalach czasu i rozległości przestrzennej. W zasadzie jedynie modele sieciowe, dzięki radykalnemu uproszczeniu charakterystyk obiektu, mogą stanowić uniwersalne narzędzie opisu różnych systemów wodnych. W przypadku pozostałych modeli istotnego znaczenia nabierają indywidualne cechy ilościowe elementów systemu, a często są one budowane dla potrzeb tylko jednego, konkretnego obiektu.

Z modelowaniem systemu wodnego ściśle związane są modele zmiennych egzogenicznych (szczególnie dopływów wody), których znaczna część ma charakter losowy. Analiza modeli opadów jako procesów losowych i dynamiki spływu powierzchniowego należy do najtrudniejszych zadań - główną przeszkodą jest złożoność dokładnych modeli i niedostatek danych pomiarowych z systemu rzeczywistego do ich identyfikacji. W tej sytuacji korzysta się z danych historycznych służących jako przykłady realizacji procesu stochastycznego, bądź buduje się uproszczone generatory takich procesów, modelujące niektóre, wybrane cechy procesów rzeczywistych.

Określenie zadań i kryteriów oceny ich realizacji należy w zasadzie do rzeczywistych dysponentów i użytkowników systemu wodnego. Należy zwrócić uwagę na fakt, że coraz częściej na liście zadań systemu takich, jak: zaopatrzenie miast, zasilanie przemysłu, nawodnienia rolnicze, żegluga, itp., pojawia się zadanie: utrzymać stan systemu wodnego w możliwie nie zmienionej postaci jako system ekologiczny. Narzędziami analizy współzależności różnych zadań i ich wskaźników są metody wielokryterialne, systemy eksperckie i ogólnie systemy wspomagania decyzji (decision suport systems). Niezależnie od listy zadań, ocena ich realizacji w systemie wodnym ma charakter dualny:

- z jednej strony ocenia się system jako źródło zaopatrzenia w wodę, tj. jego wydajność, niezawodność dostawy, częstość i głębokość deficytów,

- z drugiej strony niezbędne są kryteria oceniające obciążenie systemu przez użytkowników, obniżenie parametrów ilościowych i jakościowych przez nich spowodowane.

W ten sposób można określić wzajemną odpowiedzialność gospodarza systemu i użytkowników.

Liczność i niewspółmierność kryteriów oceny staje się szczególnie kłopotliwa wówczas, gdy oprócz oceny ilości wody, oceniamy jej parametry jakościowe (zanieczyszczenia). Wynika stąd konieczność stosowania wskaźników zagregowanych, w których bezpośrednio oceniane parametry wody są poddane transformacji mającej na celu zarówno redukcję ich liczby, jak wprowadzenie wspólnej miary.

Modele sterowania można formułować w zasadzie w oderwaniu od konkretnych liczbowych charakterystyk systemu. Biorąc pod uwagę fakt, że poza bardzo prostymi przypadkami, nie jest możliwa matematyczna synteza układu sterowania, tylko od inwencji projektanta zależy postać modelu sterowania. Najczęściej stosowane są dwa podejścia: a) konstruuje się reguły sterowania oparte na przesłankach intuicyjnych i doświadczalnych, o złożonej wielowarunkowej strukturze, wynikającej z analizy pewnych typowych sytuacji w jakich należy podejmować decyzje, b) reguły sterowania mają prostą matematycznie postać liniową tak, aby możliwe było określenie charakterystyk układu zamkniętego 'system-reguła', a następnie określenie warunków optymalności dla parametrów reguł.

W przypadku reguł sterowania dla pojedynczego zbiornika praktycznie użyteczna informacja dotyczy: aktualnego stanu zbiornika, dopływów zbiornika przeszłych i prognozowanych oraz potrzeb użytkowników korzystających z ujęcia na wypływie.

Zastosowanie takich lokalnych reguł do sterowania w systemach wielozbiornikowych nie napotyka wprawdzie na przeszkody formalne (jeśli w regułach tych występują parametry, których dobór umożliwia spełnienie ograniczeń globalnych), jednakże ich skuteczność, nawet po optymalizacji, jest często niższa, niż prostych reguł heurystycznych, korzystających z informacji bieżącej o całym systemie. Dla kaskady zbiorników zaproponowano (p.5.5) regułę sterowania łączącą możliwość bezpośredniej optymalizacji z globalnym zasięgiem informacji bieżącej (stany wszystkich zbiorników poniżej zbiornika sterowanego).

Omawiając użyteczność informacji bieżącej w regułach decyzyjnych zwrócono uwagę na dość luźny związek pomiędzy ilością tej informacji a efektywnością zadania optymalizacji ocenianą z punktu widzenia określonych kryteriów. Niespójność informacji użytej w mechanizmie sterowania i wykorzystanej przy formułowaniu ograniczeń i kryteriów optymalizacji parametrów tego mechanizmu może być powodem, że zwiększenie ilości

informacji bieżącej w mechanizmie sterowania pogarsza jego efektywność względem określonych kryteriów. Na przykład zastąpienie w liniowej regule decyzyjnej wartości oczekiwanej dopływu, wartością rzeczywistą, może spowodować wyraźne pogorszenie wskaźników związanych z równomiernością zaopatrzenia użytkowników w wodę.

Badanie licznych przykładów wykazuje, że analityczne, liniowe reguły sterowania (LRD) mogą być użyteczne w zasadzie tylko pośrednio: bądź do oceny wymaganych pojemności zbiorników, bądź do określenia dopuszczalnych obszarów trajektorii stanu zbiorników. Reguły pochodne, z modyfikacjami mającymi na celu poprawę skuteczności lub urealnienie ze względu na ograniczenia, tracą podstawową zaletę - analityczność. W celu zachowania zalety reguł liniowych niezbędne jest jeszcze jedno uproszczenie: model systemu musi być również liniowy, a zmienne losowe winny mieć znane i niezależne rozkłady.

Dokonany przegląd typów reguł decyzyjnych sterowania zbiornikami nie wyczerpuje wszystkich możliwości, zwłaszcza w grupie reguł nieliniowych.

Jak pokazano na przykładzie, możliwe jest połączenie zalet praktycznej użyteczności reguł doświadczalnych z analityczną drogą optymalizacji reguł liniowych poprzez stworzenie reguł heurystycznych, których obszary działania wyznaczają rozwiązania optymalne reguł liniowych. Brak możliwości bezpośredniej optymalizacji takich reguł i agregacji charakterystyk systemu powodują, że ich analiza sprowadza się do analizy przypadków szczególnych, niemal wyłącznie metodami symulacyjnymi.

W zasadzie, każdy z powyższych modeli składających się na model sterowania systemu wodnego wymaga na pewnym etapie badania, zastosowania jedynej skutecznej w takiej sytuacji techniki modelowania, techniki symulacyjnej. Badania symulacyjne mogą służyć zarówno do testowania poprawności uproszczonych modeli analitycznych wykorzystywanych do bezpośrednich obliczeń optymalizacyjnych, sprawdzania poprawności wyników optymalizacji w sensie statystycznym, analizy scenariuszy rozwoju systemu, a także bezpośredniej optymalizacji na drodze wielokrotnej symulacji wariantów sterowania.

Warunkiem powodzenia eksperymentów symulacyjnych jest łatwość generowania modeli, modyfikacji ich parametrów, dostępność wyników symulacji do analizy w różnym kontekście - stąd potrzeba wygodnych w użyciu komputerowych programów symulacyjnych. Cechy te posiada, specjalnie w tym celu opracowany, pakiet symulacyjny *ECOSYM*. Umożliwia on budowę modeli symulacyjnych uwzględniających nie tylko ilość wody w systemie ale także zanieczyszczenia w poszczególnych elementach sieci i transformację tych zanieczyszczeń. Pozwala włączyć do modelu systemu model jego sterowania i liczyć wartości wybranych wskaźników. Dzięki temu możliwa jest ocena

wpływu sterowania ilością wody za pomocą klasycznych reguł decyzyjnych na parametry jakościowe, a także poszukiwanie reguł mających jako zadanie sterowanie poziomem zanieczyszczeń.

8.2. Wnioski szczegółowe z analizy przykładów

Modele sterowania ilością wody

1. Programy optymalizacyjne, mimo wielu uproszczeń i przybliżeń pozwalają otrzymać poprawne reguły z punktu widzenia, żądanej w zadaniu, niezawodności systemu wodnego. Natomiast oceniając ich niską skuteczność w zapewnianiu dostatecznie dużej ilości wody należy pamiętać, że postać reguły jest wybrana arbitralnie, tak, aby stabilizować działanie systemu. Ponadto główny sens reguły liniowej polega na dopasowaniu trajektorii planowanych zapełnień zbiorników do sezonowych wahań wartości oczekiwanej dopływów. W rozpatrywanym przykładzie regionu Górnej Wisły czynnik sezonowy jest co prawda wyraźny, jednakże wahania przypadkowe mają większe znaczenie. W tej sytuacji planowana ilość wody dostarczanej użytkownikom mniej zależy od trajektorii zapełnień zbiornika niż od poziomu gwarancji użytkownika.

2. Gdy system wodny ma inne, oprócz gwarancji stanów, cele do spełnienia (np. maksymalizację ilości dysponowanej wody), reguły (5.9) czy (5.11) mogą okazać się niekorzystne. Z tego powodu zadanie optymalizacji rozrządu należy uznawać za narzędzie pomocnicze do wyznaczania orientacyjnego profilu retencji. Planowane stany zbiorników pozwalają właściwie wykorzystać ich retencję do gromadzenia zasobów w okresach przewidywanych nadmiarów wody w stosunku do potrzeb. Taki wyjściowy profil może być bezpośrednio przydatny do syntezy innej reguły, może też wyrabiać intuicję w poszukiwaniu lepszych rozwiązań. Zachęcające wyniki dla reguły, która łączy informacje o granicznych planowych stanach zbiorników ze zdroworozsądkową zasadą oszczędzania wody, pozwalają przypuszczać, że wyniki optymalizacji reguł liniowych mogą być wykorzystywane do doboru parametrów reguł standardowych i pochodnych. Mimo, że bezpośrednio zastosowana reguła liniowa tylko nieznacznie poprawia skuteczność sterowania w stosunku do działania operatora, to wykorzystanie jej parametrów optymalnych w prostej regule heurystycznej daje efekt pozytywny znacznie wyraźniejszy.

3. W systemach wielozbiornikowych nawet długie doświadczenie w rozrządzie wody nie wyrabia w operatorze intuicji, która mogłaby zastąpić obliczenia optymalizacyjne pożądaných stanów zbiorników. Przykładowo symulowany algorytm naśladujący rzeczywistą gospodarkę zasobami wodnymi jest gorszy pod każdym względem od heurystycznych reguł wykorzystujących

wyniki optymalizacji, mimo że użytkownicy mają priorytet, i mimo wykorzystywania informacji o poziomach sąsiednich zbiorników.

Wnioski z badań symulacyjnych transformacji zanieczyszczeń

Dla sterowania stężeniem zanieczyszczeń systemie wodnym największe znaczenie ma ilość, miejsca i chwile zrzutu zanieczyszczeń.

Wpływ stabilizacji stanu zbiorników zaznacza się pozytywnie jedynie wówczas, gdy prowadzi ona do utrzymania wysokiego stanu zbiornika w chwili dużych zrzutów zanieczyszczeń.

Wstępne eksperymenty, dotyczące wpływu sterowania wypełnieniem zbiornika na stężenie zanieczyszczeń wskazują na małe znaczenie szybkich zmian stanu zbiornika na średnie stężenie zanieczyszczeń nierozkładalnych. W związku z tym dalsze badania dotyczą tych aspektów reguł sterowania zbiornikami, które wpływają na sezonowe średnie wypełnienia zbiorników a mniej dotyczą wyrównywania wahań chwilowych.

Dla bardzo dużych zbiorników założenie pełnego mieszania jest naogół zbyt prostym uproszczeniem i w przeciwieństwie do sterowania ilością wody, proporcje pojemności kolejnych zbiorników kaskady i ich ilość mają istotne znaczenie w transformacji zanieczyszczeń.

Tym nie mniej z punktu widzenia transformacji zanieczyszczeń (rozkładu) efekt mieszania w zbiorniku powoduje, że niższe stężenia zanieczyszczenia wyjściu otrzymujemy dla kaskady małych zbiorników niż dla jednego zbiornika o równoważnej pojemności.

Ogólnie, wyniki symulacji dotyczące zanieczyszczeń są wrażliwe na wybór modeli transformacji zanieczyszczeń w elementach systemu. Oznacza to, że rezultaty ilościowe w istotny sposób zależą od konkretnego obiektu, jego lokalnych warunków hydrologicznych, typów lokalnie występujących zanieczyszczeń i związanych z potrzebami użytkowników wody ich dopuszczalnych poziomów.

- 50% zapotrzebowania q , dla stanu niskiego, lecz wyższego niż minimalny ($s_{\min}(t) < s < s_1(t)$),
- 100% q , dla stanów średnich ($s_1(t) < s < s_2(t)$),
- $\max(q, u_0)$, dla stanów wysokich ($s_2(t) < s < s_{\max}(t)$),
- $x_{wej} + s(t) - s_{\max}(t)$, dla stanów równych i wyższych od $s_{\max}(t)$.

W regule tej nie tylko progi stanu zbiornika, ale również zapotrzebowanie i wpływ u_0 mogą być jawnymi funkcjami czasu.

Dość obszerny opis zastosowania takich reguł można znaleźć w pracach [1], [3], [68], [80], [89] z moskiewskiego ośrodka Akademii Nauk zajmującego się problematyką wodną. Stosując tego typu reguły sterowania, problemy optymalnego doboru parametrów (progów) rozwiązuje się przez wykorzystanie modeli zagregowanych uzyskanych bądź na drodze silnych uproszczeń, bądź analizy symulacyjnej. Przy symulacji należy stosować procedurę ze zmiennym krokiem dyskretyzacji.

Warto zauważyć, że po założeniu stałego kroku dyskretyzacji obserwacji stanu, krzywe dyspozytorskie odpowiadają wieloodcinkowej regule decyzyjnej z parametrami zależnymi od czasu.

9. BIBLIOGRAFIA

- [1] Agababian K.A., W.M. Sznajdman: Wybor parametrov wodochraniliszcz irrigacionnogo naznachenija s ispolzowanijem wzajmoswiazannyh optimizacjonnyh i imitacionnyh modelej. *Wodnyje Resursy*, No 2, pp. 168-177, Moskwa, 1990.
- [2] Agasandian G.A.: Algoritmy postrojenija dispetczrskich prawil uprawlenija dla kaskadow wodochraniliszcz. *Wodnyje Resursy*, No 5, pp. 34-46, 1985.
- [3] Agasandian G.A.: Opisanije prawil uprawlenija kaskadami wodochraniliszcz. Soobszczenija po prikladnoj matematikie. Wyzisliitelnyj Centr AN SSSR, Moskwa 1987.
- [4] Analiza algorytmów rozdziału wody oraz agregacja stochastycznych ograniczeń na przepływy. Raport IBS PAN, Warszawa, 1982.
- [5] Anis A.A., E.H.Lloyd, S.D.Saleem: The Linear Reservoir with Markovian Inflows. *Water Resources Research*, vol. 15, no 6, pp 1623-1627, dec. 1979.
- [6] Antunes M.P., M.J. Seixas, A.S. Cámara, M. Pinheiro: A New Method of Qualitative Simulation of Water Resources Systems, 2: Applications, *Water Resources Research*, vol. 23, no 11, pp 2019-2022, 1987.
- [7] Askew A.J.: Optimum Reservoir Operating Policies and the Imposition of Reliability Constraints. *Water Resources Resarch*, vol. 10, no 1, pp 51-56, 1974.
- [8] Aubin J.-P.: Dynamical Qualitative Simulation. IIASA Working Paper, WP-92-61, Sept. 1992.
- [9] Babarowski J., J. Gutenbaum, H. Pietkiewicz-Saldan: Multilevel Algorithm for Water Management in Agricultural System. Prep. of IFAC Conf. on Large Scale Systems - Theory and Applications, 26-29 August 1986. Edited by H.P. Geering, M. Mansour, Pergamon Press, 1986.
- [10] Beck M.B., P.C. Young: A dynamic model for DO-BOD relationship in non-tidal streams. *Water Resources Research*, vol. 11, no 9, pp 769-776, 1975.
- [11] Behrendt H.: Point and Diffuse Loads of Selected Pollutants in the River Rhine and its Main Tributaries. Research Reports IIASA, RR-93-1, Feb. 1993.
- [12] Collins A.G., R.L. Johnson: Finite Element Method for Water Distribution networks. *Journal AWWA*, July 1975.
- [13] Coulbeck B., M. Brdyś, ... : An hierarchical approach to optimized control of water distribution systems. IFAC on Large Scale Systems Theory and Applications, vol.I, pp. 422-427, Aug. 1986.

- [14] Czerniajew A.M., I.M. Sziriak, A.M. Asonow, A.D. Rikun, A.S. Triegub: Rasczot optimalnogo plana razwitija WChS promyslennogo uzła. *Wodnyje Resursy*, No 3, pp. 142-154, Moskwa 1990.
- [15] Das P., Y.Y. Haimes: Multiobjective Optimization i Water Quality and Land Management. *Water Resources Research*, vol. 15, no 6, pp 1313-1322, 1979.
- [16] Diabi A., H. Ramoul: Réalisation d'un modele de simulation pour un aménagement des eaux (Sur le bassin versant de l'Oued Seybouse). Projèt de diplôme d'ing. inform. Institut d'Informatique, Université d'Annaba, Algérie, 1986.
- [17] Eisel L.M.: Chance-Constrained Reservoir Model. *Water Resources Research*, vol.8, no 2, pp 339-347, 1972.
- [18] Fedra K.: Simulation Modeling in Enviromental Impact Assessment. Paper presented at The International Conf. on Environmental Impact Analysis for Developing Countries, New Delhi, India, 28 Nov. - 2 Dec. 1988.
- [19] Florczak H.: Studia i badania nad lokalizacją automatycznych stacji pomiaru jakości wód. Materiały Bad. IGW, seria: Ochrona Wód przed Zanieczyszczeniem, nr 6, IGW, Warszawa, 1971.
- [20] Gangolfi C., K.A. Salewicz: Multiobjective Operation of Zambezi River Reservoirs. IIASA Working Paper, WP-90-31, July 1990.
- [21] Gundelach J., C.S.ReVelle: Linear decision rule in reservoir management and design - 3. A rule that minimizes output variance. *Water Resources Research*, vol. 11 , No. 2, pp. 190-196, 1975
- [22] Gutenbaum J.: Modelowanie matematyczne systemów. Omnitech Press, Warszawa 1993.
- [23] Gutenbaum J., M. Inkielman, D. Piątkowska-Wieczorek, H. Pietkiewicz-Sałdan: Operative Distribution of Water Resources for Agriculture Purposes. An Attempt to Obtaining a Numerical Solution. Proc. of Joint Task Force Meeting on Development Planning for the Notec and Silistra Regions. CP-80-9, vol. II, p. 296-319. Laxenburg, May, 1980.
- [24] Gutenbaum J., M. Inkielman, H. Pietkiewicz-Sałdan: Operative control of a water system with randomly varied form of the objective function. Proc. V-th Polish-Italian symposium on Applications of systems theory to economics, management, and technology, pp. 295-309, Torun 1981.
- [25] Gutenbaum J., M. Inkielman, H. Pietkiewicz-Sałdan: Some Quality and Quantity Problems in Water Networks. *Syst. Analys. Model. Simul.*, no 6, pp 409-420, Akademie-Verlag, Berlin 1989.
- [26] Gutenbaum J., M. Inkielman, H. Pietkiewicz-Sałdan: Heurystyczne reguły decyzyjne do sterowania wielozbiornikowymi systemami wodnymi. *Monografie KGW PAN*, zesz.7, pp 115-132, Warszawa 1995.

- [27] Gutenbaum J., M.Inkielman, H. Pietkiewicz-Sałdan: Linear Decision Rules: Models and Reality. *Syst. Analys. Model. Simul.*, no 8, pp 407-420, Akademie-Verlag, Berlin 1991.
- [28] Hashimoto T., J.R. Stedinger, D.P. Loucks: Reliability, Resiliency and Vulnerability Criteria for Water Resources System Performance Evaluation. *Water Resources Research*, Vol. 18, No. 1, pp. 14-20, 1982.
- [29] Houck M.R.: A chance-constrained optimization model for reservoir design and operation. *Water Resources Research*, Vol. 15, No. 5, pp. 1011-1016, 1979.
- [30] Houck M.R., B.Datta: Performance evaluation of a stochastic optimization model for reservoir design and management with explicit reliability criteria. *Water Resources Research*, Vol.17, No. 1, pp.827-832,1981.
- [31] Hullet W.: Optimal Estuary Aeration: An Application of Distributed parameter Control Theory. Proc. of 5-th IFIP Conf. on Optimiz. Techn. Part II, pp 222-230. Berlin 1973.
- [32] Inkielman M.: Syntetyczny wskaźnik obciążenia zasobów wodnych przez działalność wydzielonego obszaru ekonomicznego (gminy). Oprac. IBS PAN, Warszawa 1992.
- [33] Inkielman M.: Symulacja pracy kaskady zbiorników wodnych w horyzoncie wieloletnim z uwzględnieniem transformacji niektórych typów zanieczyszczeń. Oprac. IBS PAN, Warszawa 1992.
- [34] Inkielman M.: Komputerowy pakiet symulacji systemów wodnych. Opracowanie ZTS IBS PAN (temat A1110), Warszawa 1991.
- [35] Inkielman M.: Analiza i symulacyjne badania liniowych reguł decyzyjnych do sterowania rozrządem wody w systemach wielozbiornikowych. Prace IBS PAN, seria: Badania Systemowe, t. 15, PWN Warszawa-Łódź 1991.
- [36] Inkielman M., H. Pietkiewicz-Sałdan: Korekty i rozbudowa programu symulacyjnego ... Opracowanie ZTS IBS PAN w ramach CPBP 03.09/7.06. Warszawa, 1987.
- [37] Inkielman M., H. Pietkiewicz-Sałdan: Testowanie niezawodności pakietu programów symulacji sieci wodnej ze zbiornikami Opracowanie IBS PAN w ramach CPBP 03.09/7.06. Warszawa, 1988.
- [38] Joeres Erhard F., G.J. Sens, H.M. Engelmann: The Linear Decision Rule (LDR) Reservoir Problem with Correlated Inflows. 1.Model Development. *Water Resources Research*, vol. 17, no 1, pp 18-24, feb. 1981.
- [39] Kaczmarek Z.: Storage Systems Dependent on Multivariate Stochastic Processes. Research Report IIASA, Laxenburg, Austria, July 1975.
- [40] Kaczmarek Z.:Kryteria strowania systemami wodno-gospodarczymi. Mat. Konf. nt. Współczesna gospodarka wodna i hydrologia. Politechnika Warszawska, 1983.

- [41] Kindler J., D.P. Loucks: Water Resources Research at IIASA: 1973-1988, IIASA Working Paper, WP-88-123, 1988.
- [42] Klemeš V.: Watershed as Semi-Infinite Storage Reservoir. *J. Irrig. Drain. Div. Amer. Soc. Civil Eng.*, vol. 99, pp 477-491, 1973.
- [43] Koczarian A.G., I.L. Chranowicz: Potokowaja model obosnowanija parametrow elementow i wodoochrannych mieroprijatij wodochozjajstwiennoj sistiemy. *Wodnyje Resursy*, No 6, Moskwa 1989.
- [44] Koivusalo H., O. Varis, L. Somlyódy: Water Quality of Nitra River, Slovakia - Analysis of Organic Material Pollution. IIASA Working Paper, WP-92-084, Nov. 1992.
- [45] Krawczak M., K. Mizukami: River pollution control as a conflict. W opracowaniu zbior.: Constructive Aspects of Optimization, red. K. Malanowski, K. Mizukami. Prace IBS PAN, seria: Badania Systemowe, tom 6, PWN, Warszawa-Łódź 1985.
- [46] Kwaśniewicz Z.: Opis techniczny i zasada działania automatycznych stacji pomiaru jakości wody w Polsce. Materiały Bad. IGW, seria: Ochrona Wód przed Zanieczyszczeniem, nr 8, IGW, Warszawa, 1972.
- [47] La Loggia G., M.R. Mazolla: Synthetic performance indices in real decision process. Proc. of the Baltimore Symposium: Closing the Gap Between Theory and Practice, May 1989. IAHS Publ., no. 180, 1989, pp 175-185.
- [48] Lam D.C.L., A.S. Fraser, A.G. Bobba: Simulation and Analysis of Watershed Acidification. In M.B. Beck [ed.], *Systems Analysis in Water Quality Management, Advances in Water Pollution Control*, Pergamon Press Ltd., Oxford, UK, 1987.
- [49] Landwehr J.M.: A Statistical View of a Class of Water Quality Indices. *Water Resources Research*, vol. 15, no 2, pp 460-468, 1979.
- [50] Lane M.: Conditional chance-constrained model for reservoir operation. *Water Resources Research*, Vol. 9, No.4, 1973.
- [51] Lettenmaier D.P.: Dimensionality Problems in Water Quality Network Design. *Water Resources Research*, vol. 15, no 6, Dec. 1979.
- [52] Loaiciga H.A., M.A. Marino: Comment on "Evaluation of a reliability programming reservoir model" by J.B. Strycharczyk and J.R. Stedinger. *Water Resources Research*, vol. 23, no 9, 1987.
- [53] Lochert P., R.M. Phatarfod: On the Problem of Discretization in Dam Theory. *Water Resources Research*, vol. 15, no 6, pp 1593-1597, dec. 1979.
- [54] Loucks D.P.: Some comments on linear decision rules and chance constraints. *Water Resources Research*, Vol. 6, no.2, pp. 668-671, 1970.

- [55] Loucks D.P., P.J.Dorfman: An evaluation of some linear decision rules in chance-constrained models for reservoir planning and operation. *Water Resources Research*, Vol. 11 no 6, pp. 777-782, 1975.
- [56] Loucks D.P., K. Fedra: Impact of Changing Computer Technology on Hydrologic and Water Resource Modeling. *Review of Geophysics*, vol. 25, no 2, 1987.
- [57] Loucks D.P., J. Kindler, K. Fedra: Interactive Water Resources Modeling and Model Use: An Overview. *Water Resources Research*, vol. 21, no 2, pp 95-102, 1985.
- [58] Lutra Sham S., S.R.Arora: Optimal Design of Single Reservoir System Using δ Release Policy. *Water Resources Research*, vol. 12, no 4, pp 606-612, dec. 1976.
- [59] Mienszikow I.S., O.R. Mienszikowa: Metody optymalnego uprzedzenia i differencjalnych igr w zadaczach uprzedzenia kaskadom wodochraniliszcz. Soobszczeniya po prikladnoj matematikie. Wyzislitelnyj Centr AN SSSR, Moskwa 1983.
- [60] Nayak S.C., S.R.Arora: Optimal capacities for a multireservoir system using the linear decision rule. *Water Resources Research*, vol.7 no 3, pp 485-498, 1971.
- [61] Opracowanie zestawu modeli dla wspomagania podejmowania decyzji w procesie sterowania operacyjnego w systemie wodno-gospodarczym aglomeracji miejsko-przemysłowej. Opracowanie Instytutu Geofizyki PAN (w ramach PR 7.05.01.23), Warszawa, 1983.
- [62] Ostromecki J.: Podstawy melioracji nawadniających. Cz.IV.1: Ocena jakości wody do nawodnień, pp 280-290. PWN, Warszawa 1973.
- [63] Patten B.C. [ed.]: System Analysis and Simulation in Ecology. Vol. I, Academic Press, New York, 1971.
- [64] Peters R.J., Kai-Ching Chu, M.Jamshidi: Preliminary investigation into the optimal operation of a water resources system by stochastic programming. Prep.of the seventh Triennial World Congress of the IFAC. vol.2. Helsinki, Finland, 1978.
- [65] Pietkiewicz-Sałdan H.: Analysis and Physical Interpretation of Decision Rules of Operative Water System Management. Preprints of 9-th World Cogress of IFAC, Budapest, 1984.
- [66] Pietkiewicz-Sałdan H.: Sterowanie złożonymi systemami wodnymi z zastosowaniem reguł decyzyjnych. *Archiwum A i T*, t. XXXII, z.1-2, 1987.
- [67] Prijażinskaja W.G., A.D. Rikun, W.M. Sznajdman: Matematyczeskije modelirovanije w uprzednienii wodnymi resursami. Monografia red. W.G. Prijażinskaja, Nauka, Moskwa 1988.
- [68] Prijażinskaja W.G., W.M. Sznajdman: Metodologiczeskije aspekty ispolzowanija matematyczeskich modelej w zadaczach regionalnogo wodochozajstwenного planirovanija. *Wodnyje Resursy*, No 3, pp. 167-175, Moskwa, 1989.
- [69] Raport końcowy - synteza (lata 1986 - 1990). C.P.B.P. 03.09: " Metody analizy i użytkowania zasobów wodnych". Koordynator: IG PAN . Warszawa, 1991.

- [70] Rebaiaia M.-L.: Modèle de simulation d'un reseau hydraulique superficiel (Region de Annaba). Thèse de magister en informatique de l'Université d'Annaba, 1985.
- [71] ReVelle Ch., E.Joeres, W.Kirby: The Linear Decision Rule in Reservoir Management and design. 1) Development of the Stochastic Model. *Water Resources Research*, vol. 5, no 4, pp 767-777, 1969.
- [72] ReVelle Ch., W.Kirby: Linear Decision Rule2) Performance Optimization. *Water Resources Research*, vol. 6, no 4, pp 1033-1044, 1970.
- [73] ReVelle Ch., J. Gundelach: Linear Decision Rule 4) A Rule that Minimizes Output Variance. *Water Resources Research*, vol. 11, no 2, pp 197-203, 1975.
- [74] ReVelle C.S., J.Gundelach: Linear decision rule in reservoir management and design - 5) A general alorythm. *Water Resources Research*, Vol. 11, no. 2, pp. 204-207, 1975.
- [75] Rodhe F.G., K.Naparaxawong: Modified standard operation rules for reservoirs. *Journal of Hydrology*, 51, pp 169-177, 1981.
- [76] Rossman L.A.: Reliability-constrained Dynamic Programming and Randomized Release Rules in Reservoir Management. *Water Resources Research*, vol. 13, no 2, pp 247-255, 1977.
- [77] Schultz G.A., E. Plate: Influence of Chance Constraints on the Efficiency of a reservoir operated According to the Linear Decision Rule. Proc. 2-nd World Congress, Int. Water Resour. Assoc.,dec. 1975.
- [78] Simonovich S.P.: Comment on "Evaluation of the reliability programming ..." by J.B.Strycharczyk and J.R.Stedinger. *Water Resources Research*, vol. 23, no 9, 1987.
- [79] Simons T.J., D.C.L. Lam: Some Limitations of Water Quality Models for Large Lakes: A Case Study of Lake Ontario. *Water Resources Research*, vol. 16, no 1, pp 105-116, 1980.
- [80] Shnaidman V.M.: Simulation Modelling of Water Resource Systems on the Basis of Aggregative Method. *Syst. Anal. Model. Simul.*, no 7, pp. 399-402, Academie-Verlag, Berlin, 1990.
- [81] Sniedovich M.: Reliability Constrained Reservoir Control Problems. 1) Metodological Issue. *Water Resources Research*, vol. 15, no 6, pp 1574-1582, dec. 1979.
- [82] Sniedovich M.: Analysis of a Chance-Constrained Reservoir Control Model. *Water Resources Res.* vol. 16, no 5, pp 849-853, oct. 1980.
- [83] Somolyódy L.: Water Quality Management in Urban Areas: The Challenge for Central and Eastern Europe. IIASA Working Paper, WP-92-053, Aug. 1992.
- [84] Somolyódy L., C.M. Paulsen: Cost-Effective Water Quality Management Strategies in central and Eastern Europe. IIASA Working Paper, WP-92-091, Dec. 1992.

- [85] Somolyódy L., O. Varis: Water Quality Modeling of Rivers and Lakes. IIASA Working Paper, WP-92-041, June 1992.
- [86] Stedinger J.R., B.F. Sule, D.Pei: Multiple Reservoir System Screening Models. *Water Resources Research*, vol. 19, no 6, pp 1383-1393, dec. 1983.
- [87] Stedinger J.R.: The performance of LDR models for preliminary design and reservoir operation. *Water Resources Research*, Vol. 20, no.2, pp. 215-224, 1984.
- [88] Strycharczyk J.B., J.R.Stedinger: Evaluation of a reliability programming reservoir model. *Water Resources Research*, vol.23, no 2, pp 225-229, 1987.
- [89] Subbotin A.I., A.G. Czencow: Optimizacija garantii w zadaczach uprawnienija. "Nauka", Moskwa, 1981.
- [90] Tamura H.: A Discret Dynamic Model with Distributed Transport Delays and its Hierarchical Optimization for Preserving Stream Quality. *IEEE Transaction Systems, Man, Cybernetics*, 4, pp 424-431, 1974.
- [91] Tarassov V.J., H.J. Perlis, B. Davidson: Optimization of a class of River Aeration Problems by the Use of Multivariable Distributed Parameter Control Theory. *Water Resources Research*, 5, pp 563-573, 1969.
- [92] Varis O.: Decision Analytic Modeling of uncertainty and Subjectivity in Water Quality Management. IIASA Working Paper, WP-92-054, Aug. 1992.
- [93] Wierzbicki A.P.: Multi-Objective Modeling and Simulation for Decision Support. IIASA Working Paper, WP-92-080, Oct. 1992.
- [94] Whitehead P., P.Young: Water Quality in River Systems: Monte-Carlo Analysis. *Water Resources Research*, vol. 15, no 2, pp 451-459, 1979.
- [95] Woropajew G.W., G.Ch. Ismaiłow, W.M. Fiedorow: Razwitiye wodochozjajstwiennych sistiem. Metody analiza i ocenki effiektiwnosti ich fynkcionirowanija. "Nauka", Moskwa, 1989.
- [96] Young P., B. Beck: The Modelling and Control of Water Quality in River System. *Automatica*, 10, pp 455-468, 1974.

Michał Inkielman

SYMULACYJNE METODY ANALIZY STEROWANYCH
WIELOZBIORNIKOWYCH SYSTEMÓW WODNYCH

Praca stanowi opracowanie syntetyczne badań nad zastosowaniem metod obliczeniowych i symulacyjnych do rozwiązywania zadań sterowania zasobami wodnymi w skali regionalnej w horyzoncie rocznym i wieloletnim. Celem pracy jest przedstawienie metodologii modelowania systemowego w zastosowaniu sterowania systemem wodnym, który jest systemem hydrologicznym, ekonomicznym, technicznym i ekologicznym równocześnie. Wyniki zaadresowane są do specjalistów i pracowników badawczych pracujących w dziedzinie zastosowania badań systemowych dla gospodarki wodnej. W pracy przedstawiono system wodny jako obiekt sterowania, metody sterowania oraz sposoby oceny efektywności podejmowanych decyzji. Szczególną uwagę poświęcono analizie metod sterowania, opartych na koncepcji tzw. reguł decyzyjnych i zagregowanych modeli optymalizacyjnych oraz ich weryfikacji na drodze symulacji. Rozważane są problemy skuteczności reguł sterowania ocenianych z punktu widzenia różnorodnych kryteriów, w tym także z punktu widzenia wpływu sterowania ilościowego zasobami na parametry jakości wody.

Omówiono także zagadnienia praktyczne związane z budową pakietu komputerowego realizującego zadania konstruowania modeli symulacyjnych, generowania scenariuszy symulacji i analizy wyników. Przy konstrukcji modeli symulacyjnych wykorzystano obiektowo zorientowaną strukturę programu komputerowego i topologię sieci systemu wodnego. Podejście to pozwala formułować modele różnych elementów systemu na dowolnym poziomie szczegółowości, rozwijać je lub agregować, w zależności od potrzeb i dostępności danych, bez potrzeby przebudowy programu.

ISBN 83-85847-31-6

ISSN 0208-8029

W celu uzyskania bliższych informacji i zakupu dodatkowych egzemplarzy prosimy o kontakt z Instytutem Badań Systemowych PAN,
ul. Newelska 6, 01-447 Warszawa
tel. 36-19-01 w. 241 e-mail: kotuszew@ibspan.waw.pl